

Tartu Ülikool  
Loodus- ja täppisteaduste valdkond  
Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geograafias (12 EAP)

**LiDARi-põhiste taimkatte ja maapinna kõrgusmudelitelt  
arvutatud parameetrite seostamine bioloogilise mitmekesisusega**

**Hanna-Ingrid Nurm**

Juhendajad: PhD Evelyn Uuemaa

PhD Aveliina Helm

Tartu 2020

## **LiDARI-põhiste taimkatte ja maapinna kõrgusmodelitelt arvutatud parameetrite seostamine bioloogilise mitmekesisusega**

**Lühikokkuvõte:** Bakalaureusetöö eesmärk oli välja selgitada, kas ja kui palju on võimalik kirjeldada bioloogilise mitmekesisuse näitajaid maapinna ja maakatte kõrgusmodelitelt arvutatud parameetrite abil Lõuna-Eesti loodusmetsades. Kõrgusandmed laaditi alla Maa-ameti geoportaalist ning elurikkuse andmed kogusid Tartu ülikooli botaanika osakonna teadlased. Seoste leidmiseks viidi läbi Spearmani korrelatsioonianalüüs. Taimkatte modelilt arvutatud näitajad seostusid liigirikkusega tugevamini kui maapinna modelilt arvutatud näitajad. Suurem taimkatte struktuuri ja reljeefi varieeruvus osutas suuremale elurikkusele. Kõrgem taimkate viitas oodatule vastupidiselt pigem väiksemale elurikkusele.

**Märksõnad:** elurikkus, LiDAR, taimkatte mudel, maapinna mudel

**CERCS kood:** P510 – Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

## **Associating the parameters from LiDAR-delivered canopy height model and digital elevation model with biodiversity**

**Abstract:** The aim of the thesis was to find out whether and how much of parameters calculated from digital elevation model and canopy height model can be used as indicators for biodiversity based on the forests of Southern Estonia. Elevation data was downloaded from Estonian Land Board Geoportal and biodiversity data was collected by the scientists from the University of Tartu, Department of Botany. Statistical non-parametric analysis methods were used to determine the relationships between the biodiversity indicators and the LiDAR-delivered canopy height model and digital elevation model parameters. Canopy height model parameters showed stronger relationships with the biodiversity indicators than the digital elevation model parameters. The higher variation of the canopy structure and relief indicated greater biodiversity. However, higher canopy indicated unexpectedly rather lower biodiversity.

**Keywords:** biodiversity, LiDAR, canopy height model, digital elevation model

**CERCS code:** P510 – Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

# Sisukord

Sissejuhatus .....	5
1 Teoreetilised lähtekohad .....	6
1.1 Bioloogiline mitmekesisus .....	6
1.1.1 Bioloogilise mitmekesisuse mõisted .....	6
1.1.2 Bioloogilist mitmekesisust mõjutavad faktorid.....	7
1.1.3 Bioloogiline mitmekesisus Eesti metsades .....	7
1.2 Bioloogilise mitmekesisuse kaugseire võimalused .....	8
1.2.1 Satelliitpiltide kasutamise võimalused elurikkuse hindamisel.....	9
1.2.2 LiDAR-tehnoloogia kasutamise võimalused elurikkuse hindamisel .....	9
1.3 Kõrgusmodelitelt arvatavad indeksid kui taimede, seente ja putukate elurikkuse hindajad .....	12
1.3.1 Maapinna indeksid .....	13
1.3.2 Taimkatte struktuuri indeksid.....	13
1.3.3 Hüpoteeside püstitus .....	14
2 Andmed ja metoodika .....	15
2.1 Uurimisalad .....	15
2.2 Andmed .....	16
2.2.1 Elurikkuse andmed .....	16
2.2.2 LiDAR-andmed .....	17
2.3 Kõrgusmodelitele indeksite arvutamine .....	19
2.3.1 Reljeefi märguse indeks ( <i>TWI</i> ).....	20
2.3.2 Reljeefi keerukuse indeks ( <i>TRI</i> ).....	21
2.4 Andmeanalüüs .....	22
3 Tulemused ja arutelu .....	24
3.1 Bioloogiline mitmekesisus .....	24
3.2 Bioloogilise mitmekesisuse seosed maapinna ja taimkatte kõrgusmodelite indeksitega .....	24
3.2.1 Seosed taimkatte mudelile arvatatud indeksitega .....	26
3.2.2 Seosed maapinna mudelile arvatatud indeksitega.....	28
3.3 Arutelu .....	29
4 Kokkuvõte .....	32
Summary .....	33
Tänuavaldused.....	35
Kasutatud materjalid .....	36

Lisa 1. Karp-vurrdiagrammid.....	41
Lisa 2. Elurikkuse näitajate korrelatsioonikordajate tabel .....	47
Lisa 3. Korrelatsioonikordajate tabel 50 meetri raadiuses arvutatud indeksitega.....	48
Lisa 4. Korrelatsioonikordajate tabel 100 meetri raadiuses arvutatud indeksitega.....	49
Lisa 5. Korrelatsioonikordajate tabel 300 meetri raadiuses arvutatud indeksitega.....	50
Lisa 6. Korrelatsioonikordajate tabel 1000 meetri raadiuses arvutatud indeksitega.....	51

## Sissejuhatus

Bioloogilise mitmekesisuse ehk elurikkuse kaitse on muutunud osaks tänapäevasest looduskaitsest. Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegia järgi on see oluline ökosüsteemi teenus (European Commission, 2020). Seda on aga keeruline kaardistada, hinnata ja jälgida, sest välitöödel käimine on kulukas ja ajamahukas. Seega on suurenenud huvi bioloogilise mitmekesisuse hindamiseks kaugseire meetoditel. Üks võimalus selleks on kasutada LiDAR (ingl *Light Detection And Ranging*) tehnoloogia abil kogutud kõrgusandmeid.

Senistes uurimistöödes on tõestatud, et nii taimkatte kui maapinna kõrgusmodelitelt arvatud näitajate ja elurikkuse vahel on seos, ning nii on bioloogilise mitmekesisuse hindamiseks võimalik üles ehitada statistilisi mudeleid. Seda on tehtud juba Taanis (Moeslund *et al.*, 2019), Šveitsis (Zellweger *et al.*, 2016), Saksamaal (Peura *et al.*, 2016, Thers *et al.*, 2017) ja mujal. Eestis pole varem bakalaureusetöö koostajale teadaolevalt elurikkuse ja LiDAR-andmete vahelisi seoseid uuritud.

Bakalaureuse töö eesmärk on välja selgitada, kas ja kui palju on võimalik kirjeldada bioloogilise mitmekesisuse näitajaid maapinna ja maakatte kõrgusmodelitelt arvatud parameetrite abil Lõuna-Eesti loodushaldustes. Püstitati kolm hüpoteesi: 1) suurem taimkatte varieeruvus osutab suuremale elurikkusele; 2) kõrgem taimkatte osutab suuremale elurikkusele; 3) suurem reljeefi varieeruvus osutab suuremale elurikkusele. Töös kasutatakse projektide „Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandushaldustes: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel“ ja „Tume elurikkus: taksonoomiline, fülogeneetiline, funktsionaalne ja geneetiline mitmekesisus dünaamilistes taimekooslustes“ käigus kogutud andmeid soontaimede, sammalde, seente ja jooksikute elurikkuse kohta ning Maa-ameti maapinna (ingl *DTM – Digital Terrain Model*) ja normeeritud maakatte (ingl *nDSM – normalised Digital Surface Model*) kõrgusmudeleid.

Töö jaguneb kolmeks suureks peatükiks: teoreetilised lähtekohad, milles tutvustatakse bioloogilise mitmekesisuse mõisteid ja kaugseire võimalusi, keskendudes eelkõige taimede, seente ja putukate mitmekesisusele; andmed ja metoodika, milles kirjeldatakse bakalaureusetöö uurimuslikku osa; tulemused ja arutelu, kus võetakse kokku leitud seosed soontaimede, sammaltaimede, seente ja jooksikute mitmekesisusega ning arutletakse saadud tulemuste üle.

# 1 Teoreetilised lähtekohad

## 1.1 Bioloogiline mitmekesisus

Bioloogiline mitmekesisus ehk elurikkus hõlmab geneetilist, liigilist ja ökosüsteemide mitmekesisust. Hetkel on elurikkus vähenemas kiiremini kui eales varem inimkonna ajaloos (IPBES, 2019) ja elurikkus Euroopas on pidevas ja tugevas langustrendis (IPBES, 2018). Elurikkuse kaitse on riikide ja ülemaailmsete organisatsioonide fookuses. Euroopa Komisjonil on vastset välja töötatud bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2030 („*Bringing nature back into our lives – EU 2030 Biodiversity Strategy*“), milles on tõdetud, et paljud liigid on väljasuremisohus, elupaigad kadumas ning elurikkuse ja hästitoimivate ökosüsteemidega seotud looduse hüved kahanemas. Sellest tulenevalt vajab elurikkuse säilimine aktiivset tegutsemist ning senisest tõhusamat kaitset. Bioloogiline mitmekesisus on väärtus omaette, kuid elurikkusega on seotud ka inimesele hädavajalikud looduse hüved ehk ökosüsteemiteenused (European Commission, 2020). Elurikkuse tõhusamaks kaitseks on vaja senisest paremaid ja efektiivsemaid seiremeetodeid, mis võimaldaksid saada ülevaate elurikkuse seisundist ja selle muutusest.

### 1.1.1 Bioloogilise mitmekesisuse mõisted

Liigirikkus (ingl *species richness*) on bioloogilise mitmekesisuse üks näitajatest ja tähistab liikide arvu ruumiühiku kohta (Adams, 2009). Liigirikkus on lihtne ja arusaadav näidik, kuid erinevate ökosüsteemide võrdlemiseks seda hästi kasutada ei saa, sest eri tüüpi kooslustele on iseloomulik erinev hulk liike. Nii ei ole põhjendatud näiteks liigirikkuse näitajate võrdlemine raba ja niidukoosluse vahel, sest evolutsioonilistel ja ökoloogilistel põhjustel kummalegi elupaigale sobivaid liike erinev hulk ehk nende elupaikade liigifondi suurus on erinev (Pärtel *et al.*, 2011).

Arvukus on samuti elurikkuse indikaator. Lisaks on olemas mitmekesisuse indeksid, mis võtavad seda arvesse. Üks nendest on Simpsoni indeks, mis mõõdab koosluse ühetaolisust (Simpson, 1949). 0 on lõpmatu mitmekesisus ja 1 täielik ühetaolisus. Mida võrdsemalt leidub eri liikide esindajaid, seda väiksem on indeksi väärtus. Kui koosluses domineerib üks liik ja teisi on väga vähe, on indeksi väärtus suurem. Ökoloogias kasutatakse pigem Simpsoni pöördindeksit, kus suurem väärtus tähistab suuremat mitmekesisust. Samas on olemas ka teisi indekseid, nt Shannoni indeks.

### 1.1.2 Bioloogilist mitmekesisust mõjutavad faktorid

Ühest elurikkuse mustreid kirjeldavat mudelit või teooriat ei ole võimalik välja töötada, sest faktoreid, mis seda mõjutavad, on väga palju. Bioloogilisele mitmekesisusele avaldavad globaalset mõju nii kliima kui geoloogia, lokaalsel ruumilisel skaalal mõjutab elurikkuse varieeruvust nii kohalikud keskkonnatingimused (Redford, Richter, 1999), antropogeensed tegurid kui ka looduslike liikide omavahelised suhted ehk interaktsioonid. Elurikkuse kadu põhjustavate antropogeensete tegurite hulgas on kõige olulisemad maakasutuse muutusest tingitud elupaikade kadu ja killustumine, kliimamuutus, saaste (sh pestitsiidid), ülemäärane ressursikasutus (näiteks üleküttimine, ülepüük) ja invasiivsete võõrliikide levik (IPBES, 2019).

Struktuurilt ning erinevatelt omadustelt mitmekesisem keskkond on tõenäoliselt ka elurikkam, sest heterogeenne keskkond pakub rohkem elupaiku eri tingimustele spetsialiseerunud liikidele (Adams, 2009). See kehtib nii reljeefi, mullatingimuste kui ka reljeefist tulenevate hüdroloogiliste olude kohta (*ibid.*). Elurikkuse ja keskkonna vahelised seosed võivad aga regiooniti ja ka ökosüsteemide kaupa oluliselt varieeruda. Näiteks Pärtel (2002) analüüsis mulla pH ja taimede liigirikkuse seoseid ning jõudis järeldusele, et mulla pH ja kohaliku liigirikkuse vahel on positiivne seos, kui regiooni evolutsiooni kese asus aluselisel mullal, ning negatiivne, kui kese asus happelisel mullal. Nii ei sõltu liigirikkus ja selle varieerumine vaid kohalikest keskkonnatingimustest, vaid ka pikaajalistest suureskaalalistest protsessidest, mis kujundavad ökosüsteemide liigifonde ja liikide seost ümbritseva keskkonnaga: evolutsioon, liikide levikumustrid ja kliimaatilised tingimused (*ibid.*).

Regionaalselt mõjutab taimede mitmekesisust enim muldade ja keskkonnatingimuste mitmekesisus (Adams, 2009) ja vastavatele tingimustele kujunenud liigifondi suurus (Pärtel *et al.*, 2011). Teiste elustikurühmade elurikkuse mustrid on sageli seotud taimkatte mitmekesisuse ja struktuuriga (Adams, 2009). Näiteks Davies, Asner (2014) analüüsisid lindude ja nahkhiirte ning taimkatte struktuuri vahelisi seoseid käsitletud artikleid ning jõudsid järeldusele, et struktuuri mitmekesisuse ja liigirohkuse vahel on positiivne seos, kuid need ei kehti kõikidele liikidele, sest täpsed seosed on liigispetsiifilised.

### 1.1.3 Bioloogiline mitmekesisus Eesti metsades

Arvatakse, et Eesti metsades elab ligikaudu 20 000 liiki, kusjuures kõige arvukam liigirühm on selgrootud (Keskkonnaagentuur, 2019). Suurem osa Eesti ohustatud liikidest, eriti sammaltaimedest, seentest ja selgrootutest (peamiselt mardikatest), elab just vanades

loodusmetsades (Paal, 2007). Vanad loodusmetsad on vähese inimõjuga ning väljakujunenud kooslused, kus kasvab eri vanuses ja erineva kõrgusega puid ning on ühtlasi ka majandusmetsadest enam surnud ja kõdupuitu. Looduslik uuenemine toimub nendes läbi põlengute (*ibid.*).

Eestis on palju erinevaid metsakooslusi, mis erinevad üksteisest nii keskkonnatingimuste kui liikide ja liigirikkuse poolest. Eristatakse nelja suuremat metsatüübiklassi: aru- (loo-, nõmme-, palu-, laane-, sürja-, salu- ja lammi-), soostunud (soostunud ja rabastunud), soo- (madalsoo-, siirdesoo- ja rabametsad) ja kõdusoometsad (Lõhmus, 1984, *cit.* Palo 2010; Paal, 2007).

Pärtel jt (2018) analüüsisid soontaimede ja sammalde elurikkust Eesti metsades ja leidsid, et lisaks keskkonnatingimustele sõltub Eesti loodusmetsade bioloogiline mitmekesisus ka metsade järjepidevusest. Sama tüüpi metsade soontaimede ja sammalde elurikkus oli seda suurem, mida suurem oli metsasuse määr 1940. aastatel või varem kahe kilomeetri raadiuses.

## **1.2 Bioloogilise mitmekesisuse kaugseire võimalused**

Klassikaline meetod elurikkuse hindamiseks ja seireks on välitööd, mille raames loendatakse vastava piirkonna liigid ning tuvastatakse olulised elustikku ja keskkonda kirjeldavad parameetrid sõltuvalt uurimisküsimustest või seiremetoodikast. Seoses kaugseire arenguga on tekkinud ühtlasi uusi võimalusi bioloogilise mitmekesisuse hindamiseks, uurimiseks, seireks ja välitöödel kogutud informatsiooni laiendamiseks suuremale piirkonnale. Elurikkuse näitajate hindamisel kaugseire abil võib eristada kaht lähenemist. Üks neist on otsene kaugseire meetod, kus on seatud eesmärk tuvastada kindlad organismid või kooslused (Turner *et al.*, 2003). Teine võimalus on kaudne meetod, mis põhineb eeldusel, et kaugseire teel mõõdetavaid keskkonnaparameetreid on võimalik seostada liikide esinemisega või elurikkuse näitajate varieeruvusega (*ibid.*).

Keskkonnaparameetrid, mis aitavad elurikkust hinnata ja mida saab mõõta kaugseirel, on valdavalt seotud taimkatte ja kliimaga (Wang *et al.*, 2010). Teine põhjus, miks kaugseire on elurikkuse seirel oluline, peitub seaduspäras, et liikide arv on tugevas seoses elupaiga suuruse ja kvaliteediga, ja just elupaikade (laiemalt maakatte-) muutusi on kõige lihtsam tuvastada kaugseire abil (Turner *et al.*, 2003). Elurikkusele olulisi keskkonnaparameetreid saab tuvastada nii satelliitpiltide kui ka LiDAR-tehnoloogia abil tehtud kõrgusmõõdistuste andmete põhjal ja tuvastatud seoseid elurikkuse ja kaugseire näitajate vahel saab kasutada edasises kaugseire metoodikas.



### 1.2.1 Satelliitpiltide kasutamise võimalused elurikkuse hindamisel

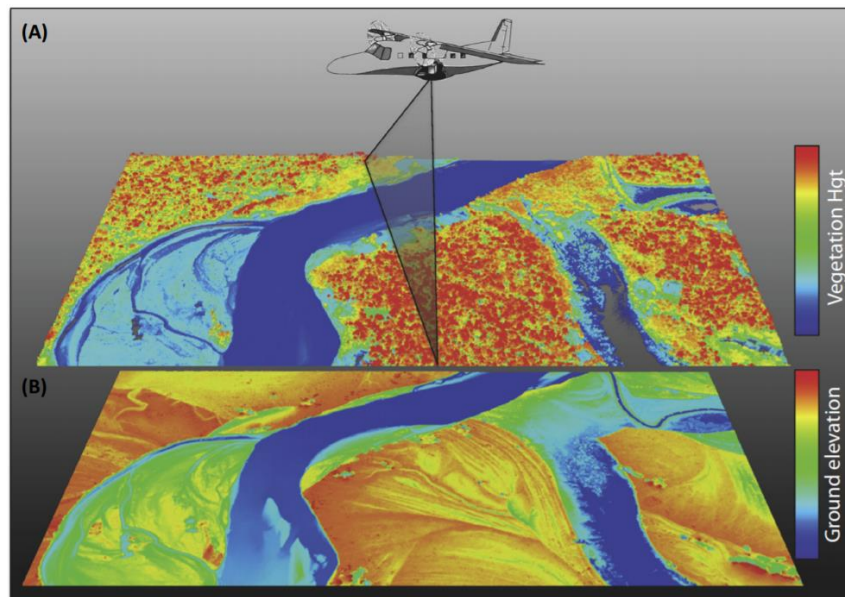
Kaugseire meetoditest on tänapäeval valdav satelliitidelt tehtud piltide analüüsimine. Tänapäeval toodetakse erineva ruumilise, spektraalse ja ajalise lahutusega pilte, mis võimaldavad mitmekülgset elupaikade ja liikide seiret (Corbane *et al.*, 2015). Satelliidipildid annavad baasinfot maakatte kohta, hüperspektraalne andmestik võimaldab aga tuvastada ka taimelhtedes sisalduvaid pigmente ja veesisaldust, mille läbi võib saada infot taimeliikide kohta (Wang *et al.*, 2010).

Ühtlasi saab kaugseire abil suurel skaalal mõõta kliimaparameetreid, mis on olulised tegurid liikide levikualade määramisel (Turner *et al.*, 2003). Näiteks saab mõõta maapinna temperatuuri, mis on samuti oluline näidik, sest maapinna temperatuur on taimkatte tihedusega negatiivses seoses ning aitab ühtlasi hinnata evapotranspiratsiooni ja mullaniiskust (Wang, 2010).

Satelliidipiltide edasisel analüüsil arvutatakse erinevaid vegetatsiooniindekseid, millest tuntuim on vegetatsiooni normaliseeritud vaheindeks NDVI (Wang *et al.*, 2010). See kirjeldab ühte tähtsaimat kaugseiratavat elurikkusega seotud mõõdikut, milleks on primaarproduktsoon, kuid seose iseloom on vaieldav (Turner *et al.*, 2003). Leitud on nii positiivseid ja negatiivseid lineaarseid kui unimodaalseid seoseid. Näiteks regiooni skaalal on NDVI taimede mitmekesisusega tugevas positiivses seoses (Gould, 2000). Ühtlasi on NDVI andnud häid tulemusi ka loomade mitmekesisuse hindamisel, näiteks on erinevates töödes leitud, et NDVI on lineaarses positiivses seoses lindude ja mardikate liigirikkusega (Pettorelli, 2011). Teisalt tõid Wang *et al.* (2010) välja, et vegetatsiooniindeksid sõltuvad taimkatte tihedusest, on tundlikud klorofüllisisaldusele või on nende puhul oht üleküllastumiseks.

### 1.2.2 LiDAR-tehnoloogia kasutamise võimalused elurikkuse hindamisel

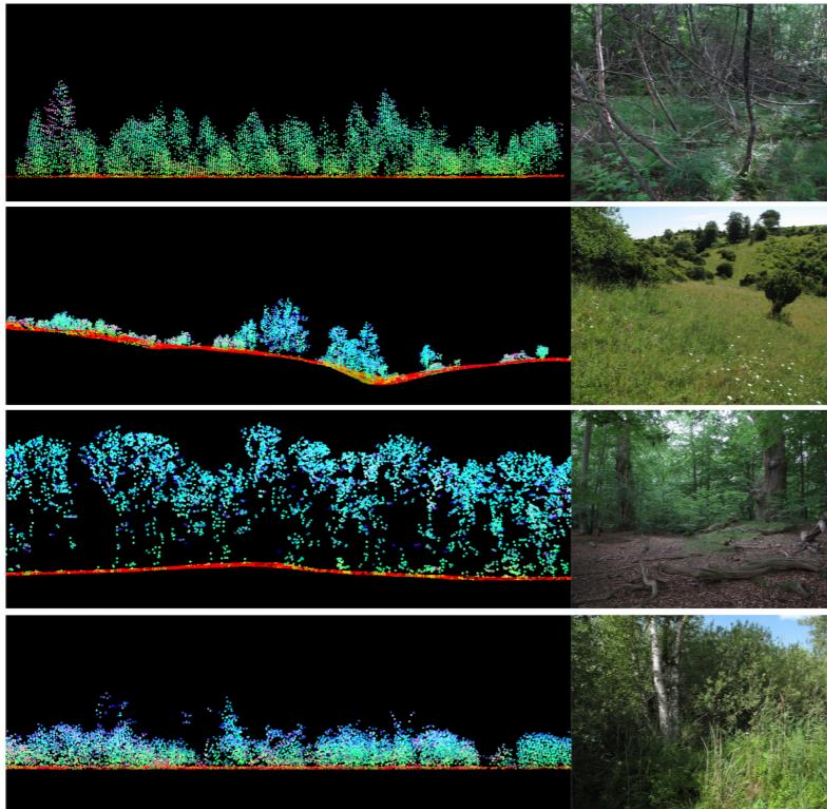
LiDAR (ingl *Light Detection And Ranging*) on aktiivne laserskaneerimiseseade, mis töötab optilises spektrialas (Roosaare jt, 2019). See võimaldab mõõta kaugusi seadmest skaneeritava pinnani (ehk maapinnani) laserkiire välja saatmise ja tagasi peegeldumise aja järgi. Kui LiDAR-seade asub õhusõidukil (tavaliselt lennukil), on tegemist aerolaserskaneerimisega (Maa-ameti geoportaal, 2019), kuid LiDAR-seade võib asuda ka satelliidil. Peegeldustest moodustub punktipilv, mis ongi maapinda ja sellel asuvaid objekte iseloomustav kõrgusandmestik (igal punktil on XYZ-koordinaadid). Aerolaserskaneerimine on illustreeritud joonisel 1.



**Joonis 1.** Aerolaserskaneerimise tööpõhimõte: saadakse andmestik nii taimkatte (A) kui reljeefi (B) kohta („*Vegetation Hgt*“ – taimkatte kõrgus, „*Ground elevation*“ – maapinna kõrgus). Allikas: Davies, Asner, 2014.

Nagu joonisel 1 näha, skaneeritakse kogu maapind ja sellel kasvav taimestik. Skaneeritud toorandmetest on võimalik tuletada erinevaid raster- ja punktipilve kujul kõrgusmudeleid. Toorandmed klassifitseeritakse maapinnalt, maakattelt ja seal hulgas ka taimkattelt peegeldunud punktideks (Maa-ameti geoportaal, 2019). Rastermudelid luuakse klassifitseeritud punktipilvedele tuginedes ja iga piksel iseloomustab tema ruumilises ulatuses esinevat keskmist kõrgust (Maa-ameti geoportaal, 2020). Eestis tegeleb aerolaserskaneerimise ning kõrgusmudelite koostamise ja levitamisega Maa-amet.

Reljeefi esindamiseks uurimuses kasutatakse enamasti rasterkujul maapinna kõrgusmudelit (ingl *Digital Elevation Model* – *DEM*). Taimkatte puhul on võimalusi kaks: punktipilv (näide joonisel 2), mis on taimkatte struktuuri mudel, ja sellest loodud rasterkujul taimkatte kõrgusmudel (ingl *Canopy Height Model* – *CHM*). Punktipilve eelis on see, et arvutada saab näitajaid, mida rasterkujul kõrgusmudelilt ei saa, näiteks erinevate rinnete tihedust, mis Moeslund *et al.* (2019) järgi on üks parimaid soontaimede liigirikkust ennustavatest näitajatest. Rastermudel on aga vähem andmemahukas (Maa-ameti geoportaal, 2020) ja selle tõttu ka seires lihtsamini kasutatav.



**Joonis 2.** Punktipilved erinevate koosluste lõikes. Allikas: Moeslund *et al.*, 2019.

Corbane *et al.* (2015) hindasid LiDARi võimekust rohttaimede, põõsaste ja puude tuvastamisel ja eristamisel kaugseirel (otsene kaugseire meetod Turner *et al.* (2003) järgi) väga heaks, kuid sama on võimalik teha ka erinevaid satelliidipilte kasutades (Corbane *et al.*, 2015). LiDARi tugevus väljendub metsaga seotud parameetrite nagu puistu tihedus, kõrgus, võra pikkus ja laius arvutamises (*ibid.*).

LiDAR-andmeid ei ole kasutatud aga ainult liikide või elupaikade tuvastamiseks, vaid on püüdnud ka luua statistilisi mudeleid elurikkuse erinevate näitajate kirjeldamiseks (vt Hakkenberg *et al.*, 2018; Mao *et al.*, 2018; Moeslund *et al.*, 2019). Kõrgusmudelid (nii maapinna kui taimkatte mudelid) aitavad bioloogilist mitmekesisust kaudselt hinnata just läbi kohalike keskkonnatingimuste kirjeldamise. Reljeef on seotud veerežiimi ja pinnale langeva päikeseenergia jaotumisega. Taimkatte struktuur on seotud nii uuritava ökosüsteemi taimestiku parameetritega, kuid võib aidata kirjeldada ka loomade või teiste organismirühmade elurikkust.

Teadlased on püüdnud LiDAR-andmestikelt arvutatud näitajaid seostada eri liigirühmadega ja eri koosluste lõikes. Palju on uuritud seoseid soontaimedega (Laurin *et al.*, 2016; Hakkenberg *et al.* 2018; Mao *et al.*, 2018; Moeslund *et al.*, 2019), vähem sammalde (vt Bartels *et al.*, 2018; Moeslund *et al.*, 2019) ja samblikega (Moeslund *et al.*, 2019). Samuti on vähem uuritud seente

elurikkuse seoseid LiDAR-näitajatega, kuid valdkonnas on teed rajanud Peura et al., (2016), Thers et al. (2017) ja Moeslund *et al.* (2019). Loomariigist on uuritud näiteks lindude (vt Zellweger *et al.*, 2013; Zellweger *et al.*, 2014; Zellweger *et al.*, 2016) ja nahkhiirte (vt Jung *et al.*, 2012) mitmekesisuse seoseid kõrgusandmetega. Suhteliselt vähe on ka putukate mitmekesisust käsitlevaid teadustöid, kuid näiteks on uuritud seoseid lüljalgsete (Müller *et al.*, 2014) ja liblikatega (Zellweger *et al.*, 2016).

Enamasti suudavad punktipilvedelt arvatud näitajaid sisaldavad statistilised mudelid ennustada liigirikkust paremini kui rastermudelid. Samas on rastermudelite kättesaadavus ja töötlemine lihtsam ja kiirem. Moeslund *et al.* (2019) tegid LiDARi punktipilve kasutades mudelid, millest parimad suutsid ennustada Taanis kooslusteüleselt soontaimede, samblike, sammalde ja seente liigirikkust vastavalt 28%, 31%, 32% ja 49% täpsusega. Zellweger *et al.* (2016) suutsid luua Šveitsi Alpi metsade taimede liigirikkuse hindamiseks taimkatte struktuuri (punktipilvena) kasutava mudeli täpsusega 35,6%. Siiski näitasid Hakkenberg *et al.* (2018) USA-s Põhja-Carolinas metsi uurides, et ka taimkatte kõrgusmudeli (CHM) näitajad (miinimum- ja maksimumväärtused ning standardhälve) on positiivselt korreleerunud taimede liigirikkusega.

Tihti lisatakse kõrgusmudelilt või punktipilvelt arvatud näitajatele teisi andmeid. Nendeks võivad olla välitöödel kogutud andmed keskkonnatingimuste kohta (nt mulla pH) või ilmavaatlusjaamade andmeid (valdav tuul, keskmine temperatuur ja sademete hulk). Teiste näitajatega täiendatud statistilised mudelid annavad paremaid tulemusi. Näiteks eelmainitud Alpi metsi käsitlenud Zellweger *et al.* (2016) mudel hindas taimede liigirikkust kõige paremini (täpsus 67,2%), kui taimkatte struktuurile ning reljeefile ja mulla pH-le lisati kliimanäitajad.

### **1.3 Kõrgusmudelilt arvatavad indeksid kui taimede, seente ja putukate elurikkuse hindajad**

Rasterformaadis kõrgusmudelite jaoks on välja töötatud erinevaid indekseid, mille abil on võimalik kirjeldada nõlvasid, pinna keerukust, avatust valgusele jne. Indeksite väärtuseid saab vaadelda teatud geograafilise ala kohta, arvutades näiteks vastava ala indeksi keskmise väärtuse, standardhälbe vmt statistilise näitaja. Järgnevalt on käsitletud erinevaid indekseid, mille puhul on täheldatud seoseid taimede, seente ja putukate liigirikkusega.

### 1.3.1 Maapinna indeksid

Reljeef on osa elupaiga struktuurist ja mõjutab selle mikrokliimaatilisi tingimusi: päikesekiirguse jaotumist, tuultele avatust, veerežiimi, erosiooni. Soomes inimõju ja fragmenteeritud elupaikadega maastikul uurisid Räsänen *et al.* (2016) soontaimede liigirikkuse sõltuvust keskkonnast. Nad kasutasid selleks maastiku kompositsiooni, reljeefi ja geodiversiteedi (aluskorra kivimitüüpide, mulla ja hüdroloogia mitmekesisus) näitajaid. Reljeefi näitajatest kasutati selles töös kõrgust, nõlvakallet, päikesekiirguse hulga indeksit ja SAGA reljeefi märguse indeksit. Üllatuslikult oli just maapinna kõrgus tugevas negatiivses seoses liigirikkusega, kuigi uurimisala kõrguste amplituud oli 70 m (*ibid.*). Uurijad ise arvasid, et kõrgus seostub ühtlasi mullaniiskuse ja -produktiivsuse, veekogude esinemise ja lisaks ka inimõjuga.

Lisaks maapinna enda kõrgusele kirjeldavad reljeefi ka nõlvakalle ja nõlva ekspositsioon. Nõlvakalle (ingl *slope*) näitab kõrguserinevusi kraadides või protsentides (Roosaare jt, 2019). Nõlva ekspositsioon (ingl *aspect*) võtab aluseks mingi ala maksimaalse nõlvakalde ja kirjeldab selle asendit ilmakaarte suhtes, kusjuures ekspositsiooni väärtus esitatakse põhjasuunast päripäeva lugedes kraadides (*ibid.*). Nõlvakalle oli Moeslund *et al.* (2019) järgi üks olulisemaid, mis suudab hinnata samblike ja makroseente liigirikkust Taanis. Positiivse seose nõlvakalde ja taimede liigirikkuse vahel leidsid ka Mao *et al.* (2018) boreaalsetes metsades Kanadas.

Reljeef mõjutab ökosüsteemide veerežiimi, mis on üheks olulisemaks teguriks ökosüsteemide keskkonnatingimuste kujunemisel ja erinevate kooslusetüüpide vaheldumisel. Hüdroloogilisteks analüüsideks on loodud palju näitajaid, kuid üks, mida peamiselt kasutatakse liigirikkuse uurimiseks, on reljeefi märguse indeks (ingl *Topographic Wetness Index – TWI*; vt täpsemalt ptk 2.3.1). Märguse indeksi võimet kirjeldada taimede liigirikkuse varieeruvust on täheldatud nii laugema reljeefiga aladel Hakkenberg *et al.* (2018) kui ka mägisematel aladel Song, Cao (2017). Ühtlasi on TWI võime avatud maastike taimekoosluste (nt niitude) liigirikkuse kirjeldamisel suurem kui teiste reljeefimudelitelt arvutatud näitajatel (Moeslund *et al.*, 2013). Saksamaal avastati, et seente puhul on märguse indeks positiivselt korreleerunud seente arvukusega (Peura *et al.*, 2016), kuid mitte liigirikkusega (Thers *et al.*, 2017).

### 1.3.2 Taimkatte struktuuri indeksid

Taimkatte kolmemõõtmeline struktuur on oluline näitaja eelkõige loomade elurikkuse kirjeldamiseks, sest suur osa loomadest on ühel või teisel moel seotud taimekoosluste

kolmemõõtmelise struktuuriga (Davies, Asner, 2014). Zellweger *et al.* (2014) uurisid metsa struktuuri ja kompositsiooni osas tundliku laanepüü (*Bonasa bonasia*) esinemist ja selle seoseid LiDAR-andmetega Šveitsis Alpi metsades ning leidsid, et taimkatte kõrguse heterogeensus annab linnu esinemise hindamiseks parimaid tulemusi. Uurijad klassifitseerisid taimkatte kõrguse kolme klassi ning arvutasid heterogeensusi kui klassivaheliste piiride kogupikkuse.

Samal moel on taimkatte struktuur seotud ka putukatega. Zellweger *et al.* (2016) näitasid, et vegetatsioonistruktuur üksinda suudab soontaimedest, lindudest ja päevaliblikatest enim ennustada liblike mitmekesisust (mudeli täpsus oli liblike puhul 38,2%, soontaimedel 35,6% ja lindudel 28,2%). Müller *et al.* (2014) seostasid lüljalgsete mitmekesisust metsa struktuuriga üksiku puu ja puistu skaaladel. Nad avastasid, et lüljalgsete mitmekesisus kasvab puu skaalal nii taimkatte tiheduse kui heterogeensusi kasvamisega, kuid langeb puistu skaalal tiheduse kasvades. Summaarse arvukuse ja LiDAR-andmete vahel statistiliselt olulisi seoseid ei leitud (*ibid.*).

Vegetatsioonistruktuuri võib seostada ka soontaimedega, nagu näitasid näiteks Moeslund *et al.* (2019) Taanis, Zellweger *et al.* (2016) Šveitsis ja Mao *et al.* (2018) Kanadas. Parimad näitajad soontaimede jaoks on Moeslund *et al.* (2019) järgi punktipilvelt arvatud erinevate rinnete tihedused ja biomass. Samas samuti punktipilvega töötanud Mao *et al.* (2018) järeldasid, et taimkattega seotud indeksitest oli parim positiivse seose andnud taimkatte kõrgus.

Seente liigirikkuse hindamisel leidsid Thers *et al.* (2017), et just taimkatte keerukus on selleks parim näitaja ehk olulisimaks osutusid vegetatsioonistruktuuri mitmekesisus ja vanemate puude esinemine. Moeslund *et al.* (2019) järgi on LiDAR-punktipilvest arvatud näitajatest makroseente jaoks olulisim aga põõsarinde kõrgus.

### 1.3.3 Hüpoteeside püstitus

Elurikkust käsitlevad teooriad ja LiDAR-andmeid kasutanud uurimused on näidanud, et mitmekesisem keskkond on tõenäoliselt ka elurikkam ning metsalistes kooslustes on oluline taimkatte kõrgus. Põhinedes varasemates töödes leitud tulemustele, püstitati kolm hüpoteesi:

- 1) suurem taimkatte varieeruvus osutab suuremale elurikkusele;
- 2) kõrgem taimkate osutab suuremale elurikkusele;
- 3) suurem reljeefi varieeruvus osutab suuremale elurikkusele.

## 2 Andmed ja metoodika

### 2.1 Uurimisalad

Liigirikkuse andmed kogusid Tartu ülikooli botaanika osakonna teadlased välitöödel RMK rahastatud projekti „Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel“ käigus Lõuna-Eesti kaitstavates riigimetsades ja seega olid ka uurimisalad määratletud läbi selle projekti. Uurimisalade peamine valikukriteerium olid metsade vanus (üle 80 aasta, enamasti üle 100 aasta vanad), et esindatud oleksid loodusparksad. Potentsiaalsetest loodusparksadest valiti välja 100 uurimisala (joonis 3), kus oli märgata vähim inimõju (Pärtel jt, 2018).



**Joonis 3.** Uurimisalade paiknemine. Aluskaart: Maa-amet, 2020

Valimisse ei kaasatud soo- ja rabametsi, valdavalt olid kõik metsad mineraalmullal kasvavad, mõned alad olid ka kõdusoometsad (Pärtel jt, 2018). Joonisel 4 (lk 16) on näide Kääbastepalo uurimisala ilmest ja maha märgitud 2x2 m vaatlusruudust.





**Joonis 4.** Kaabastepalo uurimisala. Autor: Aveliina Helm

## **2.2 Andmed**

### **2.2.1 Elurikkuse andmed**

Soon- ja sammaltaimede elurikkuse andmeid kogusid Tartu ülikooli botaanika osakonna teadlased projekti „Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel“ käigus välitöödel. Igal uurimisalal kirjeldati soon- ja sammaltaimede liigirikkust erinevates skaalades: 2x2 m vaatlusruudust, selle ümber paiknevast 10x10 m vaatlusruudust ning keskse ruudu ümber 17-meetrise raadiusega alast. Soontaimede mitmekesisuse puhul loendati kõik liigid, kuid edasistes analüüsides on arvesse võetud rohttaimed. Lisaks määrati igale soon- ja sammaltaimeliigile protsentuaalne katvus ning summeeriti tulemused.

Jooksikute ja seente mitmekesisuse andmeid kogusid Tartu ülikooli botaanika osakonna teadlased projekti „Tume elurikkus: taksonoomiline, fülogeneetiline, funktsionaalne ja geneetiline mitmekesisus dünaamilistes taimekooslustes“ käigus. Jooksikute kogumiseks paigutati igale alale kolm pinnasepüünist, mis paiknesid seal alates 2017. aasta aprilli algusest kuni augusti lõpuni. Suve jooksul tühjendati püüniseid korra kuus, kokku 5 korda. Loendati kõik liigid ning arvutati summaarne keskmine arvukus 100 päeva kohta.

Seente liigirikkuse määramiseks võeti paralleelselt taimkatte kirjeldamisega mullaproov iga vaatluspiirkonna keskelt. Mullaproovid kuivatati silikageeli abil ning transporditi laborisse.



Laboris eraldati mullaproovidest DNA, kasutades *MoBio PowerMax Soil DNA Isolation Kit*-i, mis võimaldab olemasolevatest DNA eraldamise kittidest saada DNA kätte kõige suuremast kogusest mullast (5 grammi). Sekventsid amplifitseeriti eraldatud DNA ekstraktidest kasutades ribosoomi ITS regiooni praimereid fITS7 ja ITS4 (Noreika *et al.*, 2019). ITS regiooni kasutamine võimaldab kirjeldada erinevate seenerühmade liigirikkust.

Lisaks kirjeldati iga uurimisala keskkonnatingimusi (mulla- ja valgusolusid). Kokku kirjeldati uurimisaladel 150 soontaimet, 88 sammaltaimet (Pärtel jt, 2018) ja 46 jooksiku liiki (Noreika, avaldamata andmed). Keskmise liigirikkus ühel uurimisalal oli neil liigirühmadel vastavalt 19, 17 ja 10 liiki.

Elurikkuse ja LiDAR-andmete seostamiseks valiti välja 14 parameetrit, mis väljendavad eri rühmade elurikkust erinevates skaalades. Lisaks elurikkuse andmetele valiti analüüsi ka taimede mitmekesisust enim mõjutav keskkonnafaktor ehk mulla pH näit.

**Tabel 1.** Korrelatsiooniseoste analüüsis kasutatud elurikkuse parameetrid

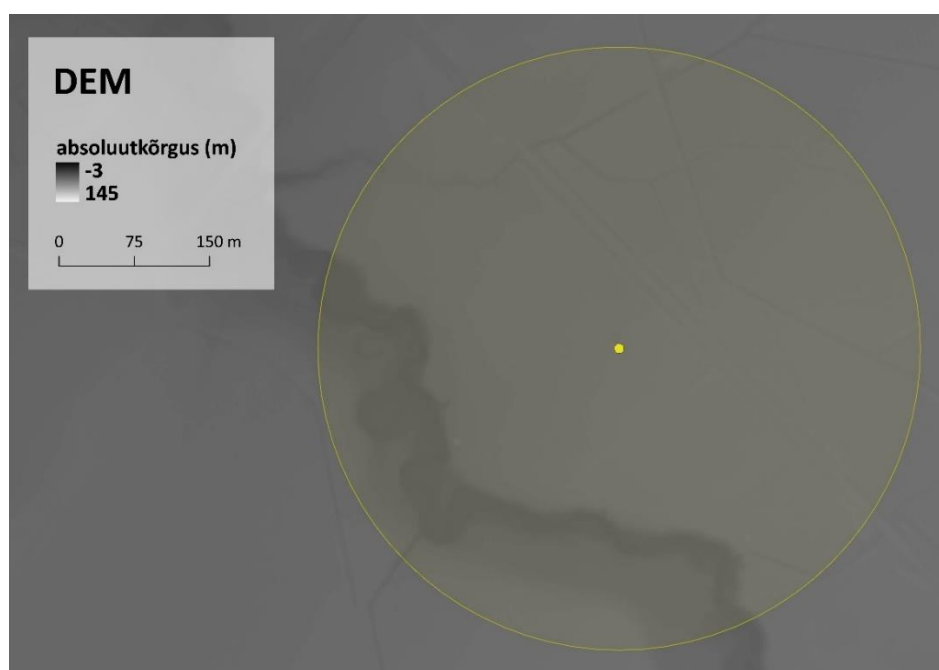
Elurikkuse mõõdik
sammalde liigirikkus 2x2 m püsiruudus
soontaimede liigirikkus 2x2 m püsiruudus
sammalde summaarne katvus 2x2 m püsiruudus
soontaimede summaarne katvus 2x2 m püsiruudus
sammalde liigirikkus 10x10 m püsiruudus
soontaimede liigirikkus 10x10 m püsiruudus
sammalde summaarne katvus 10x10 m püsiruudus
soontaimede summaarne katvus 10x10 m püsiruudus
sammalde liigirikkus 17 m raadiuses
soontaimede liigirikkus 17 m raadiuses
seente liigirikkus proovi kohta
seente Simpsoni pöördindeks
jooksikute liigirikkus ehk liikide arv ala kohta
jooksikute summaarne arvukus 100 päeva kohta
mulla pH

## 2.2.2 LiDAR-andmed

LiDAR-andmed pärinevad Eesti Maa-ametist ja on kogutud aastatel 2015, 2017 ja 2018. Tegemist on olnud kevadiste lendudega maikuus, mil puud ei ole veel täielikult lehes. Kõigi mudelite kõrgused on EH2000 süsteemis ehk Euroopa vertikaalses referentssüsteemis lähtenivooga Amsterdamis null (Maa-ameti geoportaal, 2019a). Kõrgusmudelid laaditi alla Maa-

ameti geoportaalist kaardilehtede kaupa, seejärel avati vastava mudeli *GeoTIFF* failid programmis QGIS ja liideti kokku üheks kõrgusmodeliks.

Maapinna kõrgusmodel (*Digital Elevation Model – DEM*) esindab reljeefi (joonis 5). Mudel on võrgustik-tüüpi ja tuletatud LiDARi toorandmetest. See tähendab, et iga mudeli aluseks on regulaarse sammuga võrk, mille iga võrgusilma punkt on interpoleeritud lähtudes ümberkaudsetest kõrgusväärtustest (Maa-ameti geoportaal, 2020). Maapinna mudeli loomiseks on toorandmete punktid eelnevalt klassifitseeritud ja interpoleerimiseks kasutatakse maapinna peegeldusteks arvatud punkte. Maa-amet pakub maapinna kõrgusrastreid lahutusega 1, 5, ja 10 meetrit, millest analüüsis kasutati kõige detailsemat ehk ühemeetrise lahutusega mudelit.

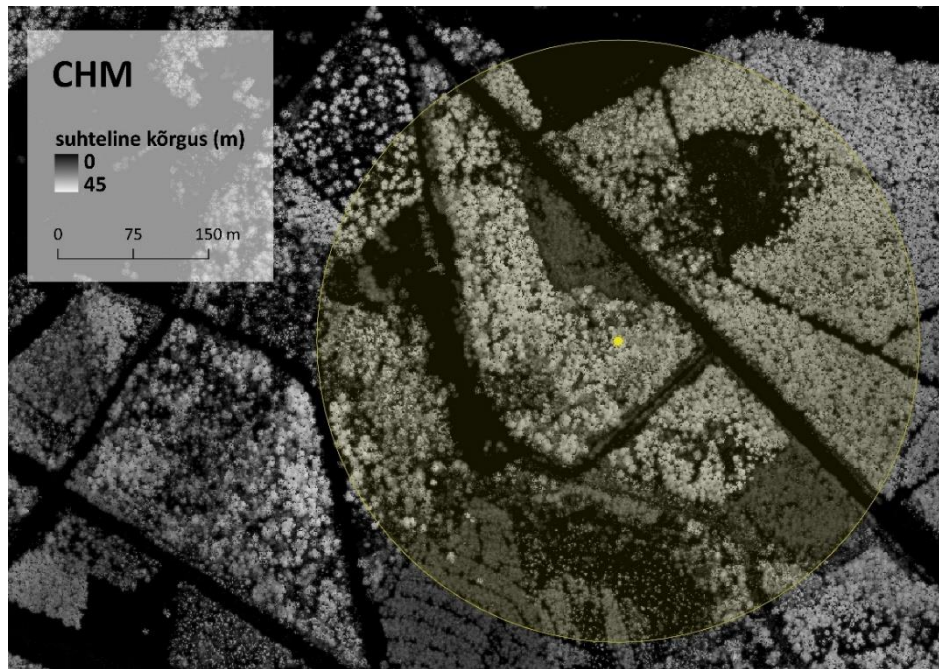


**Joonis 5.** Näide maapinna mudelist Asuja uurimisalal 300-meetrise raadiusega puhvris

Normeeritud maakatte kõrgusmodel (*normalised Digital Surface Model – nDSM*) valiti esindamiseks taimkatet. Töös kasutati valmis taimkatte mudeli asemel maakatte mudelit, sest Maa-ameti pakutavatest mudelitest on viimane suurema lahutusega (CHM väikseim lahutus on 4 m, nDSMil aga 1 m). Mõlema mudeli väärtused on suhtelised kõrgusväärtused ja mõlemast mudelist on maha lahutatud need väärtused, mis jäävad alla kahe meetri. See tähendab, et kui taimkatte kõrgus on alla 2 m, on rasterkihil piksli väärtus 0. Erinevus kahe mudeli vahel seisneb vaid selles, et taimkatte mudelist on välja lõigatud hooned ja teised tehisobjektid ning taimkatte kõrgus on arvutatud 90-protsentiili väärtusega.

Selleks, et maakatte mudel siiski esindaks vaid taimkatet, lahutati rastrist Eesti Topograafia Andmekogus olevad hooned, kõrgrajatised ja muud rajatised. Selleks genereeriti hoonetele

puhver raadiusega 3 m, kõrg- ja muudele rajatistele puhver raadiusega 4 m. Puhvrite laiused määrati visuaalse analüüsi teel, et välja saaks lõigatud kõik tehisrajatised kogu ulatuses. GDAL tööriistaga *Rasterize (overwrite with fixed value)* määrati igale pikslile, mis kattus puhvriga, väärtus 0. Kogu töös on edaspidi antud maakatte mudelit (nDSM) nimetatud lihtsustuse mõttes taimkatte mudeliks (CHM; näide joonisel 6).



**Joonis 6.** Näide taimkatte mudelist Asuja uurimisalal 300-meetrise raadiusega puhvris

## 2.3 Kõrgusmudelitele indekse arvutamine

Ruumianalüüs viidi läbi programmis QGIS 3.12.0. Igale uurimisala keskele punktile tekitati tööriistaga *Buffer* neli puhvertsooni raadiustega 50, 100, 300 ja 1000 meetrit. Erinevad puhvri laiused valiti selleks, et uurida vahetu ja veidi kaugemal asuva keskkonna mõju. Kui 50-meetrine puhver kirjeldab eelkõige uuritud ala ja selle vahetut ümbrust, siis kilomeetrine puhver hõlmab juba asupaiga laiemat konteksti. Taimkatte puhul on 50- ja 100-meetrise puhvrite alal enamasti mets, 300- ja 1000-meetrise puhvrite sees on sagedamini ka lagedaid ja suurema inim mõjuga alasid.

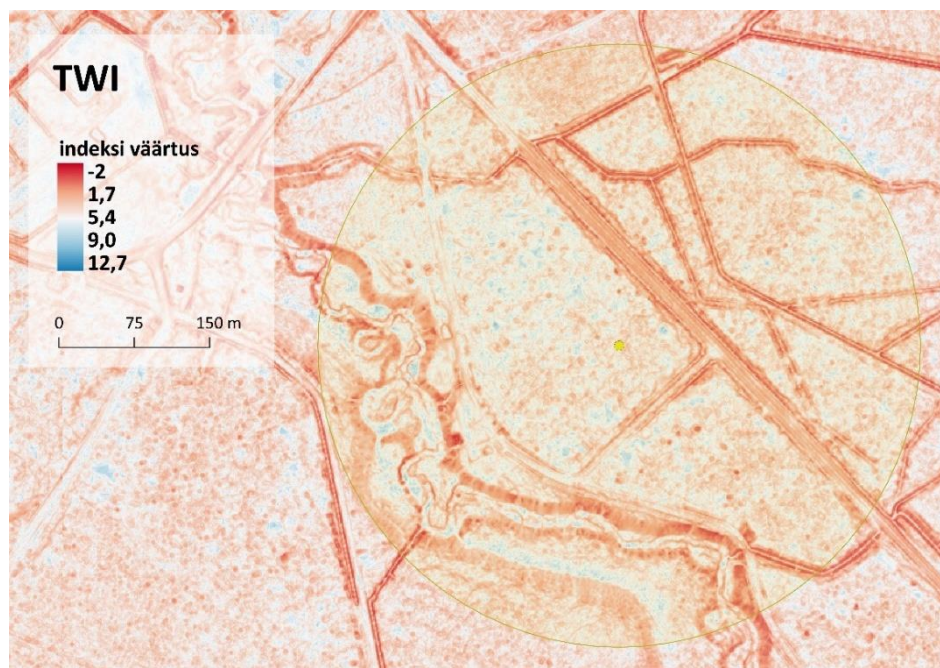
Maapinna mudelile arvutati reljeefi keerukuse indeks (TRI) ja topograafilise märguse indeks (TWI), mida on lähemalt kirjeldatud peatükkides 2.3.1 ja 2.3.2. Taimkatte mudelile arvutati reljeefi keerukuse indeks esindamiseks taimkatte kõrguse keerukust. Iga puhvri kohta arvutati tööriistaga *Zonal statistics* eraldi näitajad, kokku 16 erinevat statistikut:

- CHM: keskmine, mediaan, standardhälve ja maksimumväärtus;
- CHMilt arvatud TRI: keskmine, mediaan ja standardhälve;
- DEM: keskmine, mediaan ja standardhälve;
- TRI: keskmine, mediaan ja standardhälve;
- TWI: keskmine, mediaan ja standardhälve.

### 2.3.1 Reljeefi märguse indeks (*TWI*)

Reljeefi märguse indeksi (ingl *Topographic Wetness Index – TWI*) töötasid välja Beven ja Kirkby (1979) kirjeldamaks reljeefist lähtuvaid hüdroloogilisi olusid. Indeksi arvutusvalem on  $\ln(a/\tan\beta)$ , kus  $a$  on läbi vaadeldava punkti kuiveneva ala ja selle ala piirjoone pikkuse suhe ja  $\tan\beta$  kohaliku nõlva kalle (Beven ja Kirkby, 1979).

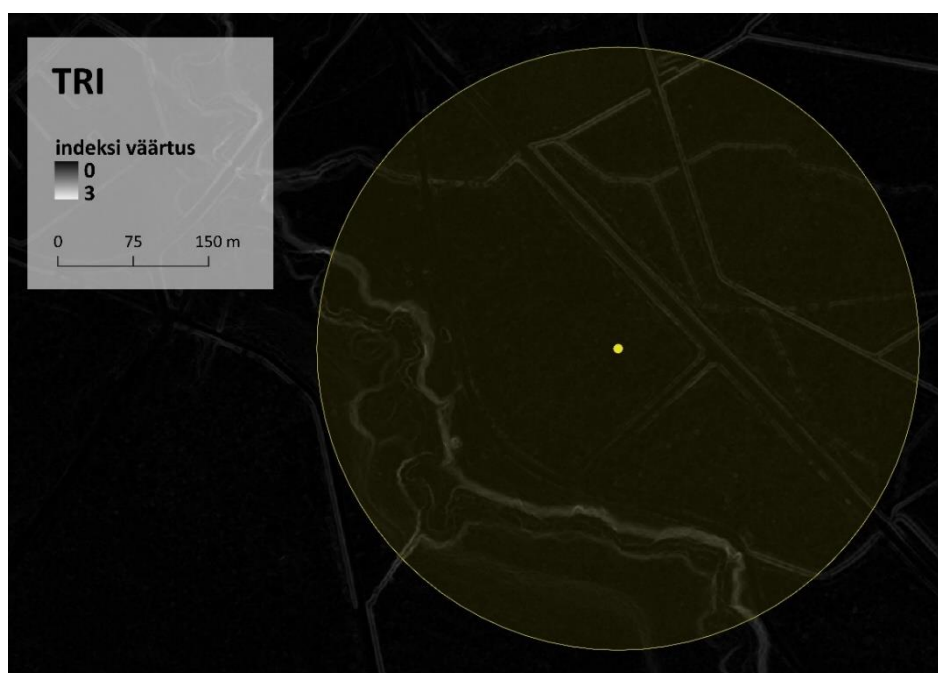
Töös kasutati märguse indeksi arvutamiseks tööriista *SAGA Wetness Index* (näide joonisel 7). Erinevalt traditsioonilise reljeefi märguse indeksi arvutamisest, kus  $a$  on absoluutse valgala pindala ja piirjoone suhe, kasutab see tööriist märguse indeksi leidmiseks modifitseeritud valgala (ingl *modified catchment area*). Selline lahendus on välja töötatud just tasaste alade jaoks, et vältida väikestest kõrgusvahedest tulenevaid juhuslikke voolumustreid (Böhner ja Selige, 2006). SAGA reljeefi märguse indeksit kasutati töös selle tõttu, et Eesti on võrdlemisi tasase pinnamoega.



**Joonis 7.** Näide märguse indeksist Asuja uurimisalal 300-meetrise raadiusega puhvr

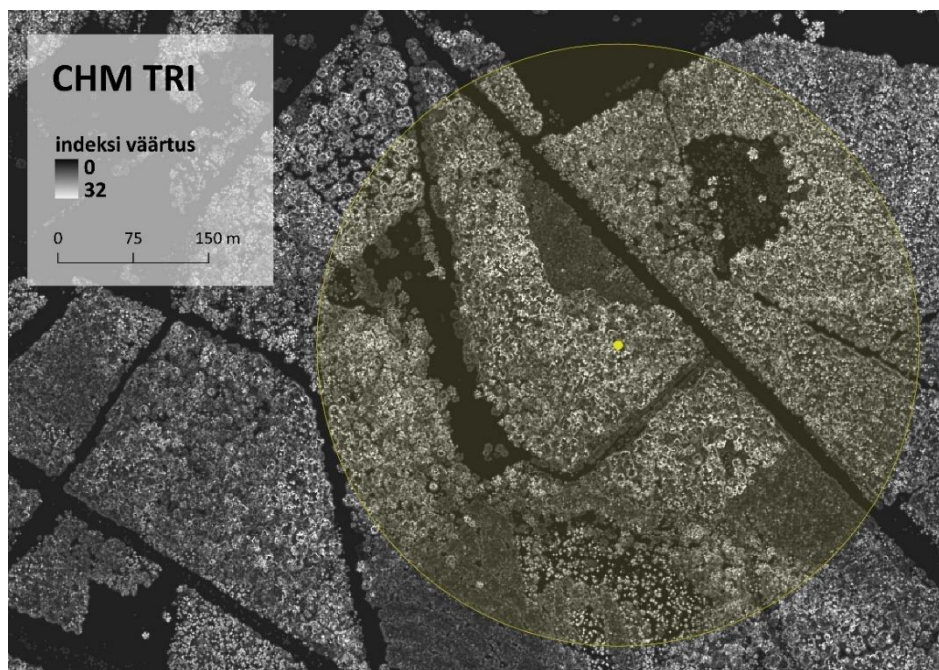
### 2.3.2 Reljeefi keerukuse indeks (*TRI*)

Reljeefi keerukuse indeksi (ingl *Terrain Ruggedness Index* – *TRI*) töötasid välja Riley *et al.* (1999), et kirjeldada reljeefi mitmekesisust kui olulist näitajat liikide elupaikade ja asustustiheduse hindamiseks. TRI arvutamine ühele pikslile on järgmine: vaadeldava piksli väärtusest lahutatakse eraldi iga naaberpiksli väärtus, saadud vahed võetakse ruutu, liidetakse kokku ja tulemuse ruutjuurega võrdubki ühe piksli TRI väärtus (Riley *et al.*, 1999). Seega mida suuremad on vahede absoluutväärtused naaberpikslitega võrreldes, seda suurem on ka TRI väärtus. Tegemist on liikuva akna meetodiga, mis tähendab, et sama protsessi korratakse iga piksliga ja vaadeldakse uuesti konkreetse piksli lähinaabreid (Roosaare jt, 2019). Töös kasutati TRI arvutamiseks SAGA tööriista *Terrain Ruggedness Index (tri)* ning TRI arvutati nii maapinnale (joonis 8) kui taimkattele (joonis 9, lk 22).



**Joonis 8.** Näide maapinna keerukusest Asuja uurimisalal 300-meetrise raadiusega puhvris





**Joonis 9.** Näide taimkatte keerukusest Asuja uurimisalal 300-meetrise raadiusega puhvris

## 2.4 Andmeanalüüs

Sajast uurimisalast kõrvaldati statistilises analüüsis kolm, sest ühel neist oli ebaõnnestunud mardikate kogumine ning kahe teise ala 300-meetrise puhvri sees oli välitööde läbiviimise aja ja uuema LiDAR-andmete kogumise vahel toimunud raie. Raiete esinemine või mitteesinemine uuema LiDAR-andmestikuga aladel kontrolliti 2015., 2017. ja 2018. aasta ortofotode visuaalsel võrdlusel kuni 300-meetrise puhvri sees.

Andmete statistiline analüüs viidi läbi programmis R 3.6.1. Seoste leidmiseks kõrgusindeksitega kasutati mediaani ja variatsioonikordajat, taimkatte kõrguse puhul ka maksimumi. Mediaan valiti, sest taimkatte kõrgusmudel ei ole normaaljaotusega (pikslid, mille väärtused alla 2 m, on mudelis tähistatud 0-ga) ning analüüsi ühtluse tagamiseks vaadati mediaanväärtust kõigil mudelitel. Maksimumväärtus on oluline aga kaudselt puude kõrguse hindamiseks, sest mediaani mõjutab lisaks puude kõrgusele ka nende paiknemise tihedus. Kõrgus- või indeksiväärtuste varieeruvuse hindamiseks arvutati kõrgusmudelilt keskmine ja standardhälve, et neist arvutada variatsioonikordaja (CV). Variatsioonikordaja on standardhälbe ja aritmeetilise keskmise suhe. Hüpoteeside testimisel kasutati parameetreid, mis on toodud tabelis 2 lk 23.

**Tabel 2.** Hüpoteeside testimisel kasutatud LiDAR-i-põhised parameetrid

LiDAR-i-põhine parameeter	Hüpotees, mille tõestamisel parameetreid kasutatakse
taimkatte mediaankõrgus meetrites	kõrgem taimkate viitab suuremale elurikkusele
taimkatte maksimumkõrgus meetrites	
taimkatte kõrguste variatsioonikordaja	suurem taimkatte varieeruvus viitab suuremale elurikkusele
taimkatte keerukuse mediaan meetrites	
taimkatte keerukuse variatsioonikordaja	
maapinna absoluutkõrguse mediaan meetrites	suurem reljeefi varieeruvus viitab suuremale elurikkusele
maapinna absoluutkõrguse variatsioonikordaja	
maapinna keerukuse mediaan meetrites	
maapinna keerukuse variatsioonikordaja	
märgusindeksi mediaan meetrites	
märgusindeksi variatsioonikordaja	

Esmalt kontrolliti Shapiro-Wilki testiga, andmete normaaljaotusele vastavust. Selgus, et kõik muutujad ei ole normaaljaotusega (karp-vurrdiagrammid kõigi näitajate kohta on toodud lisas 1) ning selle tõttu valiti hüpoteeside testimiseks ja seoste leidmiseks Spearmani korrelatsioon. Kõigile näitajate paaridele arvutati seose tugevuse kirjeldamiseks Spearmani korrelatsioonikordaja  $\rho$  ja statistilise olulisuse kirjeldamiseks  $p$ -väärtus.

Seejärel visualiseeriti tulemused tabeli ja jooniste kujul. Lisaks loodi hajusgraafikud, et kontrollida, kas mõni seos võib olla mittelineaarne. Seoste tugevuste üldistamiseks kasutati Rowntree (1981) korrelatsioonide klassifikatsiooni, mis on toodud tabelis 3.

**Tabel 3.** Korrelatsiooniseoste tugevuse hindamise klassid Rowntree (1981) järgi

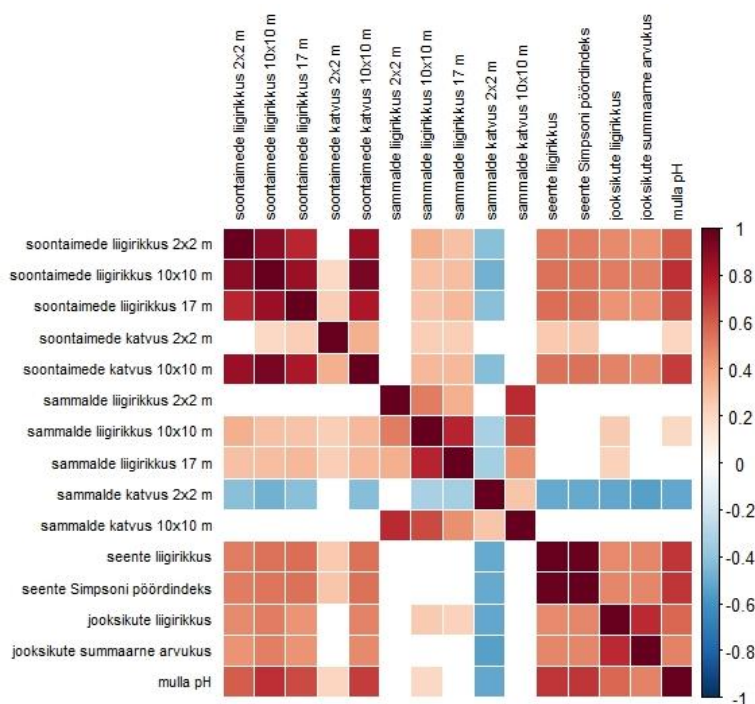
Korrelatsioonikordaja $\rho$ väärtusvahemik	Tugevuse tõlgendus
0...0,2 või 0...-0,2	Väga nõrk seos
0,2...0,4 või -0,2...-0,4	Nõrk seos
0,4...0,7 või -0,4...-0,7	Keskmine seos
0,7...0,9 või -0,7...-0,9	Tugev seos
0,9...1 või -0,9...-1	Väga tugev seos

### 3 Tulemused ja arutelu

#### 3.1 Bioloogiline mitmekesisus

Bioloogilise mitmekesisuse näitajad olid omavahel sageli korreleerunud (joonis 10). Seal, kus esines rohkem soontaimi, leidsid ka rohkem seeneliike ja jooksikuid, kuid sammalde mitmekesisus oli teiste liigirühmadega nõrgas positiivses või koguni negatiivses seoses.

Keskkonnatingimusedena analüüsi valitud mulla pH andis samuti erinevate elurikkuse mõõdikutega palju seoseid, kõige tugevamalt oli see seotud seente mitmekesisuse ( $\rho \approx 0,7$ ; lisa 2) ja taimede mitmekesisusega (10x10 m püsiruudus nii liigirikkuse kui katvusega  $\rho \approx 0,7$ ; joonis 10, lisa 2). Mulla pH andis keskmise tugevusega positiivse seose jooksikute liigirikkuse ( $\rho \approx 0,6$ ) ja arvukusega ( $\rho \approx 0,5$ ) ja negatiivse seose 2x2 m püsiruudus mõõdetud samblike katvusega ( $\rho \approx -0,5$ ), kuid 10x10 m püsiruudus statistiliselt oluline seos puudus.



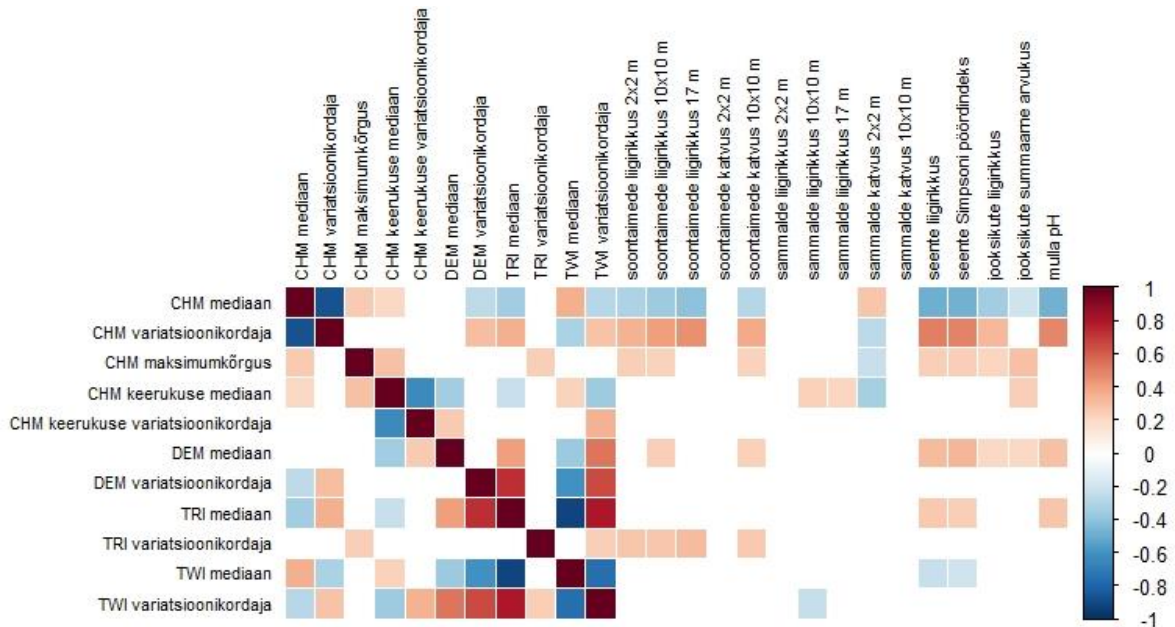
Joonis 10. Liigirikkuse ja mulla pH omavaheline korrelatsioonimaatriks

#### 3.2 Bioloogilise mitmekesisuse seosed maapinna ja taimkatte kõrgusmodelite indeksitega

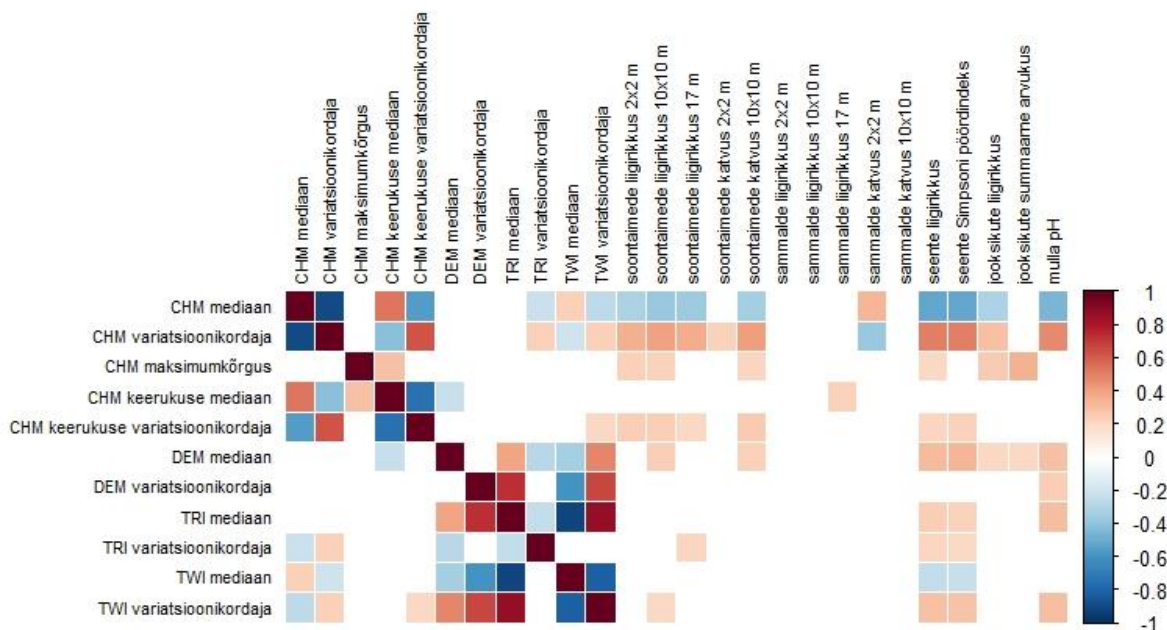
Seosed kõrgusmodelitelt arvatatud indeksite ja bioloogilise mitmekesisuse näitajate vahel olid enamasti nõrgad või keskmise tugevusega (joonised 11–14 lk 25–26). Ühtegi tugevat või väga



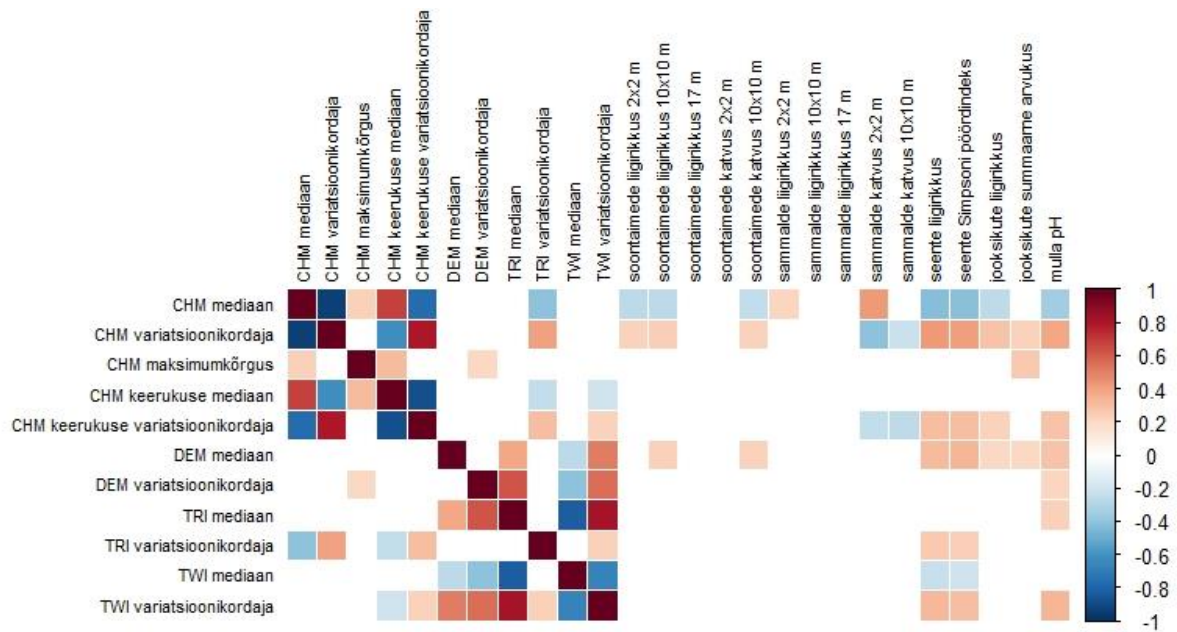
tugevat seost LiDARi indeksite ja elurikkuse näitajate vahel ei esinenud. Ühtlasi nõrgenes enamik seostest LiDAR-parameetri arvutamise puhvri suurenedes, st 50 m raadiuses arvutatud näitajad seostusid elurikkuse näitajatega kõige tugevamini, 1000 m raadiuses arvutatud kõige nõrgemini, kuid oli ka seoseid, mis püsisid erinevate skaalade lõikes stabiilsed (nt maapinna keskmine kõrgus). Enim korreleerusid elurikkuse näitajatega taimkatte mudeli parameetrid.



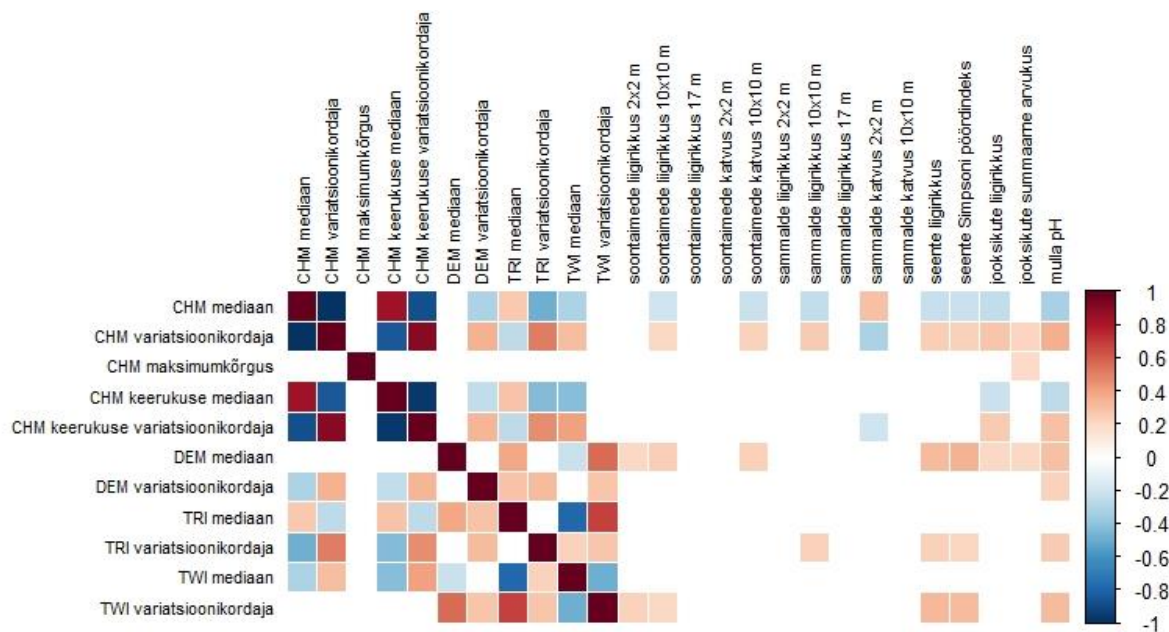
**Joonis 11.** Korrelatsioonimaatriks 50-meetrise raadiusega puhvrit arvutatud LiDAR-näitajatega



**Joonis 11.** Korrelatsioonimaatriks 100-meetrise raadiusega puhvrit arvutatud LiDAR-näitajatega



**Joonis 12.** Korrelatsioonimaatriks 300-meetrise raadiusega puhvrilt arvatud LiDAR-näitajatega

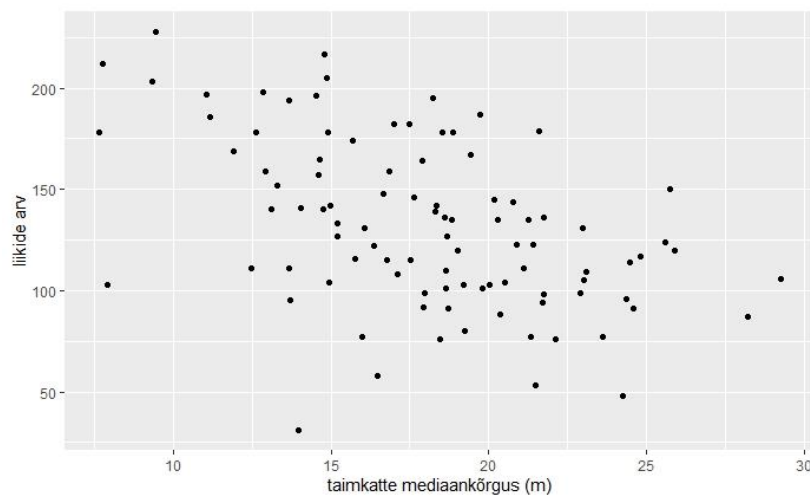


**Joonis 13.** Korrelatsioonimaatriks 1000-meetrise raadiusega puhvrilt arvatud LiDAR-näitajatega

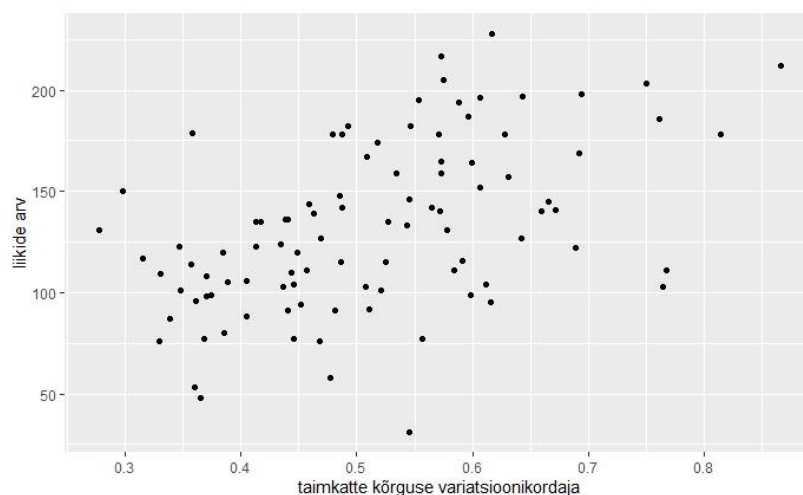
### 3.2.1 Seosed taimkatte mudelile arvatud indeksitega

Taimkatte kõrguse parameetrid (mediaan ja variatsioonikordaja) andsid enim statistiliselt olulisi ( $p < 0,05$ ) seoseid, mis olid keskmise ja nõrga tugevusega (joonised 11–14 lk 25–26 ja

lisad 3–6). Taimkatte mediaankõrgus andis soontaimede, seente ja jooksikute elurikkuse mõõdikutega negatiivse ning sammalde katvusega positiivse seose. Seega mida suurem oli mediaankõrgus, seda väiksem oli mõõdetud elurikkus. Variatsioonikordaja puhul olid aga seoste suunad vastupidised: soontaimede, seente ja jooksikute elurikkuse mõõdikutega positiivsed ja sammalde katvusega negatiivsed. Kõige tugevamad seosed mõlema parameetri puhul olid seente mitmekesisuse näitajatega 50- ja 100-meetrises puhvris ( $\rho \approx |0,5|$ ; joonised 11 ja 12 lk 25, lisad 3 ja 4). Seeneliikide arv uurimisalas koos taimkatte mediaankõrguse ja variatsioonikordajaga on hajuvusgraafikutena visualiseeritud joonistel 15 ja 16.



**Joonis 15.** Seente liigirikkuse ja taimkatte mediaankõrguse hajuvusgraafik 50-meetrises puhvris



**Joonis 16.** Seente liigirikkuse ja taimkatte variatsioonikordaja hajuvusgraafik 50-meetrises puhvris

Taimkatte maksimumkõrgus andis elurikkuse mõõdikutega väga nõrku või nõrku positiivseid seoseid, kuid need nõrgenesid oluliselt puhvri laienedes. Kõige tugevam positiivne seos ilmnes jooksikute arvukusega 100-meetrises puhvris ( $\rho \approx 0,3$ ; joonis 12 lk 25). Ainus negatiivne seos on sammaltaimede 2x2 m püsiruudus mõõdetud katvusega ( $\rho \approx -0,2$ ), kuid see oli ka ainus seos sammalde elurikkuse näidikutega ja taimkatte maksimumkõrguse vahel, seega üldiselt osutas suurem taimkatte maksimumkõrgus suuremale mõõdetud elurikkusele.

Taimkatte keerukuse parameetrid (mediaan ja variatsioonikordaja) andsid bioloogilise mitmekesisuse näitajatega vähem statistiliselt olulisi ( $p < 0,05$ ) seoseid kui taimkatte kõrguse parameetrid. Siiski oli mediaan üks väheseid näitajaid, mis seostus sammalde liigirikkusega, andes nõrga positiivse seose. Nõrk positiivne seos ilmnes ka jooksikute arvukusega. Kõige tugevam seos ilmnes sammaltaimede 2x2 m püsiruudus mõõdetud katvuse ja taimkatte keerukuse mediaani vahel ning oli negatiivne ( $\rho \approx -0,3$ ). Keerukuse variatsioonikordaja andis puhvrites raadiusega 100 ja 300 m enamasti positiivseid seoseid, erandiks taas sammalde katvus (joonised 12 lk 25 ja 13 lk 26).

Mulla pH oli 50-meetrises puhvris keskmise tugevusega seostes taimkatte mediaankõrguse ( $\rho \approx -0,5$ ) ja variatsioonikordajaga ( $\rho \approx 0,5$ ; joonis 11 lk 25). Need seosed nõrgenesid puhvri skaala suurenedes, kuid samas tugevnesid seosed keerukuse näitajatega (joonised 13 ja 14 lk 26).

### **3.2.2 Seosed maapinna mudelile arvutatud indeksitega**

Maapinna kõrgusmudelilt arvutatud indeksite mediaan- ja variatsioonikordaja väärtused andsid mitmekesisuse indeksitega ainult nõrku ja väga nõrku seoseid (joonised 11–14 lk 25–26). Kõige enam korreleerusid reljeefi näitajatega seente mitmekesisuse indeksid: ainsana seostusid need maapinna keerukuse mediaani (positiivne seos) ja märgusindeksi mediaaniga (negatiivne seos). Näiteks uurimisala maapinna mediaankõrguse ja seente mitmekesisuse näitajate vahel 50 meetri raadiuses oli nõrk positiivne seos ( $\rho \approx 0,3$ ). Samas andis lisaks seentele maapinna keerukuse ja märgusindeksi variatsioonikordajatega seoseid erineva suurusega puhvrites ka mõned soontaimede mõõdikud. Jooksikute mitmekesisus seostus maapinna indeksitest vaid maapinna kõrgusega. Sammaldega tekkis kõigi skaalade lõikes vaid kaks nõrka seost, mis võivad olla juhuslikud, seega maapinnaga nende mitmekesisus märkimisväärselt seotud ei ole.

Mulla pH andis 50-meetrises puhvris reljeefinäitajatega statistiliselt olulise ( $p < 0,05$ ) seose vaid maapinna kõrguse mediaani ja keerukuse mediaaniga (joonis 11 lk 25), kuid puhvri laiuse

suurenedes avaldusid seosed ka maapinna kõrguse, keerukusindeksi ja reljeefi märgusindeksi variatsioonikordajatega (joonised 11–14 lk 25–26). Mulla pH andis kõigil skaaladel reljeefinäitajatega nõrgad positiivsed seosed.

### 3.3 Arutelu

Taimkatte varieeruvuse näitajad (taimkatte variatsioonikordaja, taimkatte keerukuse mediaan ja variatsioonikordaja) olid valdavalt positiivses seoses bioloogilise mitmekesisusega. Seega 1. hüpotees leidis kinnitust soontaimede, seente ja jooksikute mitmekesisuse ja sammaltaimede liigirikkuse puhul. Sammaltaimede katvus oli varieeruvuse näitajatega negatiivses seoses. Kinnitust leidis ka 3. hüpotees (mida varieeruvam on reljeef, seda suurem bioloogiline mitmekesisus) seente ja taimede puhul, kuid seosed olid nõrgad. Jooksikute ja sammalde puhul kolmas hüpotees kinnitust ei leidnud.

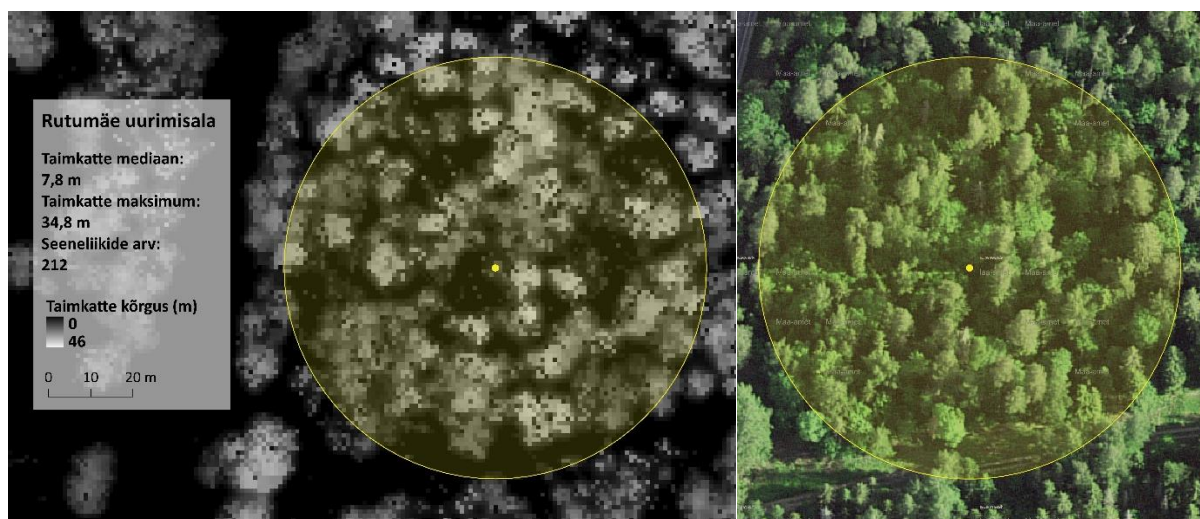
Taimkatte indeksite tugevamat seostumist elurikkusega võrreldes maapinna indeksitega näitasid ka Moeslund *et al.* (2019). Seente mitmekesisus oli seotud taimkatte keerukusega, mida näitasid ka Thers *et al.* (2017). Nõrgad seosed reljeefiga võivad seente ja taimede puhul olla kaudsed ning põhineda mulla parameetritel, mille kujunemist on mõjutanud reljeef ja geoloogiline ehitus. Siiski on seosed soontaimede ja seente mitmekesisuse mõõdikutega tugevamad kui jooksikute ja sammalde omadega. Mulla pH ja elurikkuse vaheline seos sõltub bioregioonist (Pärtel, 2002) ja parasvöötme mitmekesisus on suurem lubjarikkal ehk aluselisel mullal (Pärtel, Mander, 2014). Seda näitas ka positiivne seos mulla pH ja elurikkuse mõõdikute vahel – mida aluselisem muld, seda suurem mõõdetud elurikkus.

Jooksikute puhul on nende eluruum seotud pigem taimestikuga (Müller *et al.*, 2014) ja seosed reljeefiga avalduvad kaudselt läbi taimestiku ja seda mõjutava mulla pH. Sammalde vastupidised seosed võrreldes teiste liigirühmadega on tõenäoliselt tingitud nende erinevast elupaigaeelistusest, mida näitasid ka negatiivsed seosed teiste liigirühmadega (joonis 10, lk 24). Kus üks liigirühm on arvukam, seal on teine vähem arvukam, sest eriti just sammal- ja soontaimede vahel toimub konkurents ruumi ja ressursside pärast. Sammalde elurikkuse hindamisel tuleb seega lähtuda teistsugustest seostest.

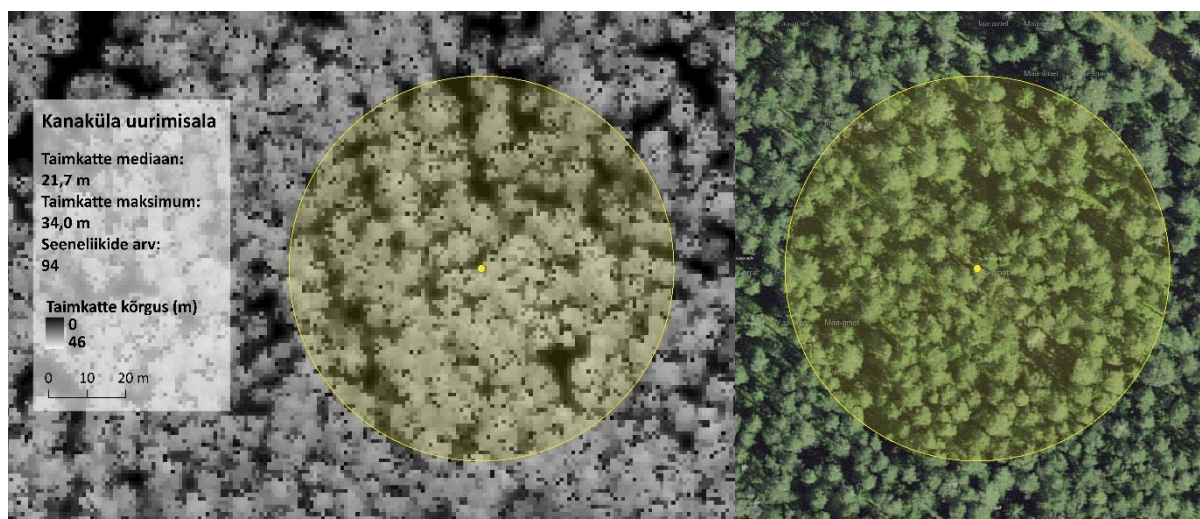
Taimkatte mediaankõrgus oli aga elurikkuse mõõdikutega valdavalt negatiivses seoses ning 2. hüpotees ei leidnud kinnitust üheski liigirühmas peale sammaltaimede. Samas ei saa järeldada, et vaid madala metsaga piirkonnad on liigirikkad, sest maksimumkõrgus andis siiski positiivseid seoseid. Negatiivne seos taimkatte mediaani ja elurikkuse vahel võib olla tingitud



erinevatest asjaoludest ja viidata lisaks ka metsa valgusoludele. Mediaankõrgus ei sõltu vaid puude kõrgusest, vaid ka nende paiknemise tihedusest ja häilude esinemisest. Kui metsas on kõrged puud, aga need asetsevad hõredalt, on mediaankõrgus madalam kui sama kõrgete puudega tihedamas metsas. Seda illustreerivad joonised 15 ja 16, kus Rutumäe uurimisalal on ligikaudu sama kõrged puud kui Kanaküla uurimisalal, kuid esineb rohkem häilusid, mis on üheks vana ja liigirikka loodusmetsa tunnuseks (Paal, 2007).



**Joonis 15.** Taimkatte kõrgus Rutumäe uurimisala 50-meetrises puhvris, taimkatte mediaan, maksimum ja seeneliikide arv ning ortofoto (Ortofoto: Maa-amet, 2020)



**Joonis 16.** Taimkatte kõrgus Kanaküla uurimisala 50-meetrises puhvris, taimkatte mediaan, maksimum ja seeneliikide arv ning ortofoto (Ortofoto: Maa-amet, 2020)

Varieeruvaid tulemusi võib seletada ka asjaolu, et töö kattis mitut erinevat metsatüüpi. Kõige kõrgemad on Eestis männimetsad, millele liigirikkus ongi madalam kui puude kõrguselt veidi madalamatel leht- ja segametsadel. Kuigi Mao *et al.* (2018) näitasid, et keskmine kõrgus annab

boreaalses metsas taimede mitmekesisusega positiivse korrelatsiooni ka eri metsatüüpides, olid nende valimisse kaasatud ka märgalad ning see võib mõjutada seose suunda.

Küsimus taimkatte kõrguse ja elurikkuse seostest vajab edasisi uuringuid. Kaasata tasub andmeid metsatüüpide kohta ja kui kasutada taimkatte kõrgusmudelit (CHMi), tasub kõrgused klassifitseerida nagu tegid ka Zellweger *et al.* (2014). See võimaldaks vaadelda metsa horisontaalset struktuuri põhjalikumalt. Ka punktipilve analüüs annaks siinkohal täpsemaid tulemusi ja võimaldaks uurida ka taimkatte vertikaalset struktuuri. Kui rasterkujul kõrgusmudelist võis leida keskmise tugevusega seoseid, on punktipilve analüüsil arvatavasti võimalik saada veelgi tugevamaid seoseid.

Lisaks võiks järgnevates uuringutes kaasata Pärtel *et al.* (2011) välja pakutud tumeda elurikkuse ja koosluse täielikkuse mõõdikut, sest erinevates kooslustes saab elada erinev arv liike ja see mõjutab ka seoseid kõrgusandmestikuga. Paal (2007) on Eesti metsatüüpe kirjeldades märkinud, et näiteks salumetsades on liigirikas põõsa- ja rohurinne, samas on palumetsa alustaimestik palju liigivaesem. Tumeda elurikkuse moodustavad aga need liigid, kes võiksid koosluses elada, kuid miskipärast neid seal ei esine (Pärtel *et al.*, 2011). Sellised liigid on regiooni samade keskkonnatingimustega kooslustes eksisteerivad liigid, st kuuluvad regiooni liigifondi (ingl *species pool*). Nende alusel saaks hinnata koosluse täielikkust, mis on mõneti olulisem kui liigirikkus ise, sest ka liigivaesemad kasvukohatüübid koos neile iseloomuliku elustikuga on olulised looduse kui terviku mitmekesisuse säilimiseks.

## 4 Kokkuvõte

Bakalaureusetöös uuriti kas ja kui palju on võimalik kirjeldada bioloogilise mitmekesisuse näitajaid maapinna ja maakatte kõrgusmudelitelt arvutatud parameetrite abil Lõuna-Eesti loodusmetsades. Selleks arvutati 11 parameetrit taimkatte ja maapinna mudelitelt ja seostati neid 14 elurikkuse mõõdikuga kasutades mitte-parameetrilist Spearmani korrelatsioonianalüüsi.

Seosed kõrgusmudelitelt arvutatud parameetrite ja elurikkuse näitajate vahel olid valdavalt nõrgad või keskmise tugevusega ning tugevamaid seoseid andsid taimkatte parameetrid. Kolmest püstitatud hüpoteesist said kinnitust kaks: suurem taimkatte varieeruvus osutab suuremale elurikkusele ja suurem reljeefi varieeruvus osutab suuremale elurikkusele. Taimkatte mediaankõrgus on bioloogilise mitmekesisusega negatiivses seoses ja see võib viidata nii taimestiku kõrgusele kui metsa valgusoludele. Maksimumkõrgus oli mõõdetud elurikkusega siiski valdavalt positiivses seoses.

Edasistes uuringutes tasub bakalaureusetöö metoodikat edasi arendada ning kaasata ka teisi elurikkuse mõõdikuid nagu tume elurikkus ja koosluse täielikkus (Pärtel *et al.*, 2011), sest eri kasvukohatüübid on loomult erineva liigirikkusega, kuid vajalikud tagamaks kogu regiooni mitmekesisust. Tugevamaid seoseid ja täpsemaid tulemusi võib anda ka punkt pilve analüüs.



# **Associating the parameters from LiDAR-delivered canopy height model and digital elevation model with biodiversity**

Hanna-Ingrid Nurm

## **Summary**

The aim of the thesis was to find out whether and how much parameters calculated from digital elevation model and canopy height model can be used as indicators for biodiversity. Three hypotheses were established: 1) larger variability in canopy structure indicates greater biodiversity; 2) higher canopy indicates greater biodiversity; 3) larger variability in topography indicates greater biodiversity.

Biodiversity in Europe and in the whole world is decreasing and needs better monitoring and protection. Nowadays observing relationships between biodiversity and remote-sensing parameters is an important issue in modern nature protection. In Estonia, there is no previous research papers published in associating LiDAR-based parameters and biodiversity measures.

Elevation data was downloaded from Republic of Estonia Land Board Geoportal and biodiversity data was collected by the scientists from the University of Tartu Department of Botany. They had collected data from 100 forests of Southern Estonia. For testing the hypotheses, 11 LiDAR-based indicators and 14 biodiversity indicators describing vascular plant, bryophytes, fungi and ground beetle (*Carabidae*) richness were chosen. Not all variables were normally distributed, therefore statistical non-parametric analysis methods were used to determine the relationships between the biodiversity indicators and the LiDAR-delivered canopy height model and digital elevation model parameters.

For testing the first hypothesis, canopy height coefficient of variation (CV) and terrain ruggedness index parameters were calculated on canopy height model, and for testing the second hypothesis, median and maximum canopy height were chosen. For testing the third hypothesis, elevation parameters (median and CV), terrain ruggedness index (median and CV) and topographic wetness index (median and CV) were calculated.

The results showed that canopy height model parameters showed stronger relationships with the biodiversity indicators than digital elevation model parameters. Correlation with terrain parameters could be affected more by soil conditions than the topography itself. The first and the third hypothesis were confirmed, the second one was not confirmed. Median canopy height was negatively, whereas maximum canopy height positively correlated with measured

biodiversity indicators. This might show that there is also a relationship between light conditions and species richness and these trends need to be investigated in further studies.

## **Tänuavaldused**

Tänan bakalaureusetöö valmimisele kaasa aidanud Evelyn Uuemaad pikaajalise pühendunud juhendamise eest ja Aveliina Helmi juhendamise ja liigirikkuse andmete edastamise eest.

Töös kasutatud sammal- ja soontaimede andmed koguti RMK rahastatud projekti „Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel“ raames (täitjad Meelis Pärtel, Aveliina Helm, Tiina Randlane), jooksikute ja seente andmed kuuluvad dr Norbertas Noreikale ja prof Meelis Pärtelile ning on kogutud Eesti Teadusagentuuri projekti "Tume elurikkus: taksonoomiline, fülogeneetiline, funktsionaalne ja geneetiline mitmekesisus dünaamilistes taimekooslustes" raames.

Ühtlasi tänan Tartu ülikooli geograafia osakonda ruumianalüüsiks vajaliku arvuti kasutusvõimaluse eest. Tänan ka oma pere liikmeid, kes mind töö valmimisel toetasid.

## Kasutatud materjalid

### Eesti keeles

**Keskkonnaamet, 2019.** Eesti riikliku bioloogilise mitmekesisuse teabevõrgustiku koduleht. Ökosüsteemne lähenemine. Metsad. Vaadatud: <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/e-teenused/eesti-riikliku-bioloogilise-mitmekesisuse-teabevorgustiku-koduleht/okosusteemne-0>, 17.05.2020.

**Maa-ameti geoportaal, 2019.** Aerolaserskaneerimise kõrguspunktid. Vaadatud: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Korgusandmed/Aerolaserskaneerimise-korguspunktid-p499.html>, 31.03.2020.

**Maa-ameti geoportaal, 2019a.** Eesti geodeetiline süsteem. Vaadatud: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Geodeetilised-andmed/Eesti-geodeetiline-susteem-p223.html>, 27.02.2020.

**Maa-ameti geoportaal, 2020.** Kõrgusmodelid. Vaadatud: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Korgusandmed/Korgusmodelid-p508.html>, 30.04.2020.

**Paal, J., 2007.** Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn. 308 lk.

**Palo, A., 2010.** Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend. K. Viilma, J. Paal, T. Tärnpu, L. Maamets, M. Otsus, A. Animägi (toim.). Tartu.

**Pärtel, M., Mander, Ü., 2014.** Biosfäär. Ü. Mander, Ü. Liiber (toim.), Üldmaateadus. Õpik kõrgkoolidele (431–472). Eesti loodusfoto, Tartu.

**Pärtel, M., Tullus, H., Helm, A., Randlane, T., 2018.** RMK teadusprojekti lõpparuanne: Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel.

**Roosaare, J., Mõisja, K., Aunap, R., 2019.** Geoinformaatika. Õpik kõrgkoolidele. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu. 830 lk.

### Inglise keeles

**Adams, J., 2009.** Species Richness: Patterns in the Diversity of Life. Springer, Berlin, Heidelberg. 396 pages. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74278-4>

- Bartels, S.F., Caners, R.T., Ogilvie, J., White, B., Macdonald, S.E.,** 2018. Relating Bryophyte Assemblages to a Remotely Sensed Depth-to-Water Index in Boreal Forests. *Frontiers in Plant Science* 9:858. doi: 10.3389/fpls.2018.00858
- Beven, K.J., Kirkby, M.J.,** 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Journal* 24(1), 43–69. DOI:10.1080/02626667909491834
- Boehner, J., Selige, T.,** 2006. Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. Boehner, J., McCloy, K.R., Strobl, J. (eds). *SAGA – Analysis and Modelling Applications*, Goettinger Geographische Abhandlungen, Goettingen: 13–28.
- Corbane, C., Lang, S., Pipkins, K., Alleaume, S., Deshayes, M., Millán, V.E.G., Strasser, T., Borre, J.V., Toon, S., Michael, F.,** 2015. Remote sensing for mapping natural habitats and their conservationstatus – New opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 37, 7–16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.11.005>
- Davies, A.B., Asner, G.P.,** 2014. Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology and Evolution* 29, 681–691. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.005>
- European Commission,** 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing nature back into our lives. Brussels, 20.5.2020 COM(2020) 380 final.
- Gould, W.,** 2000. Remote Sensing of Vegetation, Plant Species Richness, and Regional Biodiversity Hotspots. *Ecological Applications* 10(6), 1861–1870. DOI: 10.2307/2641244
- Hakkenberg, C.R., Zhu, K., Peet, R.K., Song, C.,** 2018. Mapping multi-scale vascular plant richness in a forest landscape with integrated LiDAR and hyperspectral remote-sensing. *Ecology* 99(2), 474–487.
- Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Currie, D.J., Guégan, J.-F., Kaufman, D.M., Kerr, J.T., Mittelbach, G.G., Oberdorff, T., O’Brien, E.M., Porter, E.E., Turner, J.R.G.,** 2003. Energy, water, and board-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84, 3105–3117. <https://doi.org/10.1890/03-8006>
- IPBES,** 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín Rando, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E. Zimmermann and M.

Christie (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 pages  
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3237428>

**IPBES**, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

**Jung, K., Kaiser, S., Boehm, S., Nieschulze, J., Kalko, E.K.V.**, 2012. Moving in three dimensions: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology* 49, 523–531.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02116.x>

**Laurin, G.V., Puletti, N., Chen, Q., Corona, P., Papale, D., Valentini, R.**, 2016. Above ground biomass and tree species richness estimation with airborne lidar in tropical Ghana forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52, 371–379.

**Mao, L., Dennetta, J., Baterb, C.W., Tompalskic, P., Coopsc, N.C., Farrd, D., Kohlere, M., Whiteb, B., Stadtb, J.J., Nielsena, S.E.**, 2018. Using airborne laser scanning to predict plant species richness and assess conservation threats in the oil sands region of Alberta's boreal forest. *Forest Ecology and Management* 409, 29–37.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.017>

**Müller, J., Bae, S., Röder, J., Chao, A., Didham, R.K.**, 2014. Airborne LiDAR reveals context dependence in the effects of canopy architecture on arthropod diversity. *Forest Ecology and Management* 312, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.014>

**Moeslund, J.E., Arge, L., Bocher, P.K., Dalgaard, T., Ejrnaes, R., Odgaard, M.V., Svenning, J.-C.**, 2013. Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation* 22, 2151–2166.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-013-0442-3>

**Moeslund, J.E., Zlinszky, A., Ejrnaes, R., Brunbjerg, A.K., Bocher, P.K., Svenning, J.-C., Normand, S.**, 2019. Light detection and ranging explains diversity of plants, fungi, lichens,

and bryophytes across multiple habitats and large geographic extent. *Ecological Applications*. 29(5), e01907. <https://doi.org/10.1002/eap.1907>

**Müller, J., Brandl, R.**, 2009. Assessing Biodiversity by Remote Sensing in Mountainous Terrain: The Potential of LiDAR to Predict Forest Beetle Assemblages. *Journal of Applied Ecology* 46(4), 897–905. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01677.x

**Noreika, N., Helm, A., Öpik, M., Jairus, T., Vasar, M., Reier, Ü., Kook, E., Riibak, K., Kasari, L., Tullus, T., Lutter, R., Oja, E., Saag, A., Randlane, T., Pärtel, M.**, 2019. Forest biomass, soil and biodiversity relationships originate from biogeographic affinity and direct ecological effects. *Oikos* 128, 1653–1665. doi: 10.1111/oik.06693

**Pärtel, M.**, 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83(9), 2361–2366.

**Pärtel, M., Szava-Kovats, R., Zobel, M.**, 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology and Evolution* 26(3), 124–128. doi:10.1016/j.tree.2010.12.004

**Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., Kausrud, K.**, 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* 46, 15–27. doi: 10.3354/cr00936

**Peura, M., Gonzalez, R.S, Müller, J., Heurich, M., Vierling L.A, Mönkkönen, M., Bässler, C.**, 2016. Mapping a 'cryptic kingdom': Performance of lidar derived environmental variables in modelling the occurrence of forest fungi. *Remote Sensing of Environment* 186, 428–438. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.09.003>

**Räsänen, A., Kuitunen, M., Hjort, J., Vaso, A., Kuitunen, T., Lensu, A.**, 2016. The role of landscape, topography, and geodiversity in explaining vascular plant species richness in a fragmented landscape. *Boreal Environment Research* 21, 53–70.

**Redford, K. H., Richter, B. D.**, 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13, 1246–1256. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97463.x>

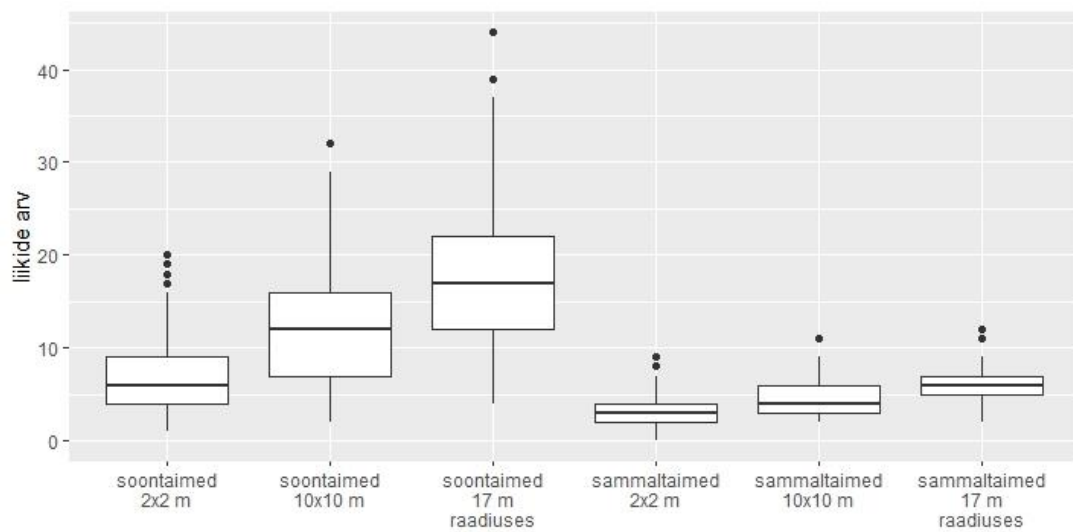
**Riley, S. J., DeGloria, S. D., Elliot, R.**, 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5(1–4), 23–27.

**Rowntree, D.**, 1981. *Statistics Without Tears: A Primer for Non-Mathematicians*. Charles Scribner's Sons, New York. 199 pages.

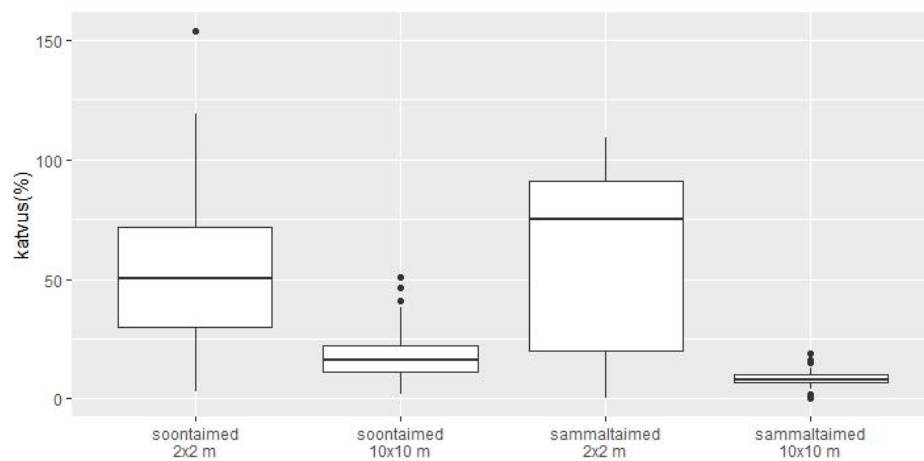
- Simpson, E.H.**, 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163(688).  
<https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Thers, H., Brunbjerg, A.K., Læssøe, T., Ejrnæs, R., Bøcher, P.K., Svenning, J.-C.**, 2017. Lidar-derived variables as a proxy for fungal species richness and composition in temperate Northern Europe. *Remote Sensing of Environment* 200, 102–113.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.011>
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M.**, 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- Zellweger, F., Braunisch, V., Baltensweiler, A., Bollmann, K.**, 2013. Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management* 307, 303–312. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.023>
- Zellweger, F., Morsdorf, F., Purves, R.S., Braunisch, V., Bollmann, K.**, 2014. Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment. *Biodiversity and Conservation* 23, 289–307. DOI 10.1007/s10531-013-0600-7
- Zellweger, F., Baltensweiler, A., Ginzler, C., Roth, T., Braunisch, V., Bugmann, H., Bollmann, K.**, 2016. Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. *Journal of Biogeography* 43, 1080–1090.  
<https://doi.org/10.1111/jbi.12696>
- Whittaker, R.H.**, 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30(3), 279–338. DOI: 10.2307/1943563.



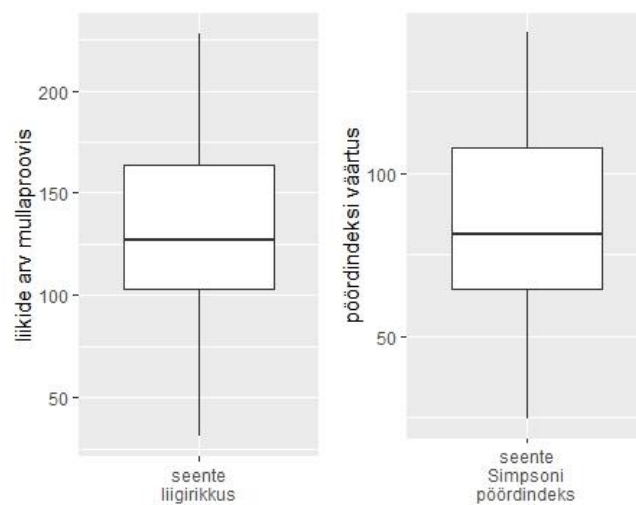
## Lisa 1. Karp-vurrdiagrammid



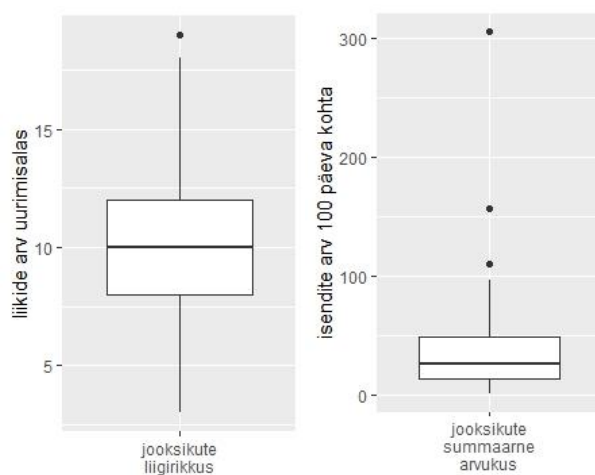
**Joonis 17.** Soon- ja sammaltaimede liigirikkuse näitajate väärtuste jaotumine



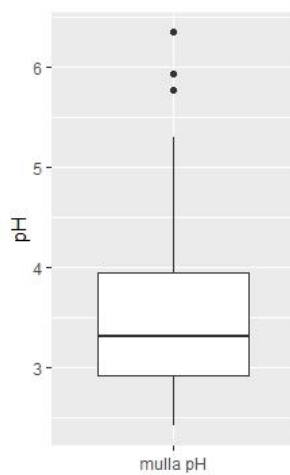
**Joonis 18.** Soon- ja sammaltaimede katvuse näitajate väärtuste jaotumine



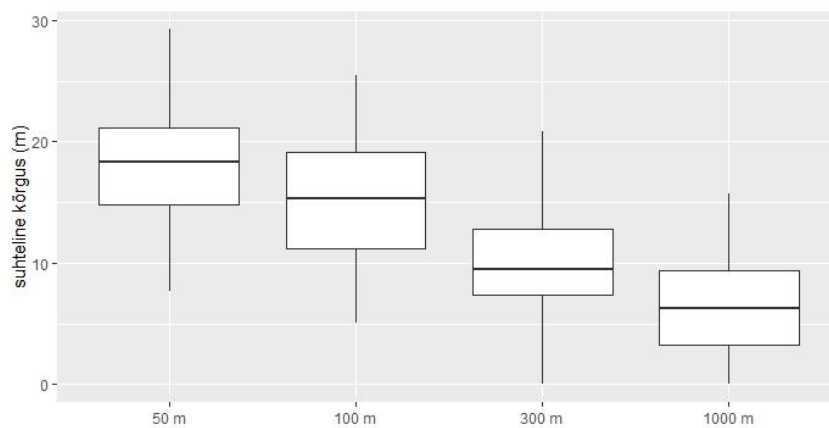
**Joonis 19.** Seente liigirikkuse ja Simpsoni pöördindeksi väärtuste jaotumine



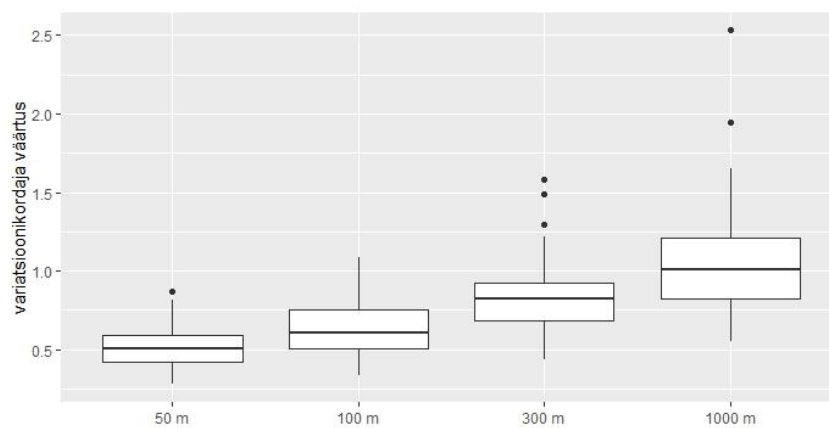
**Joonis 20.** Jooksikute liigirikkuse ja arvukuse väärtuste jaotumine



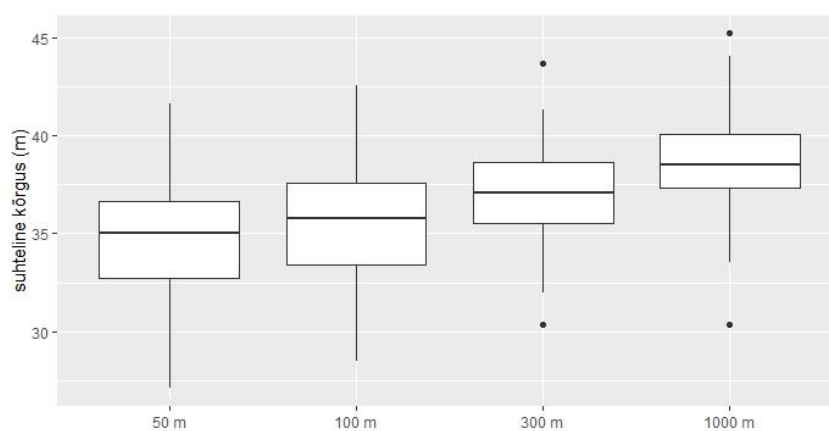
**Joonis 21.** Mulla pH väärtuste jaotumine



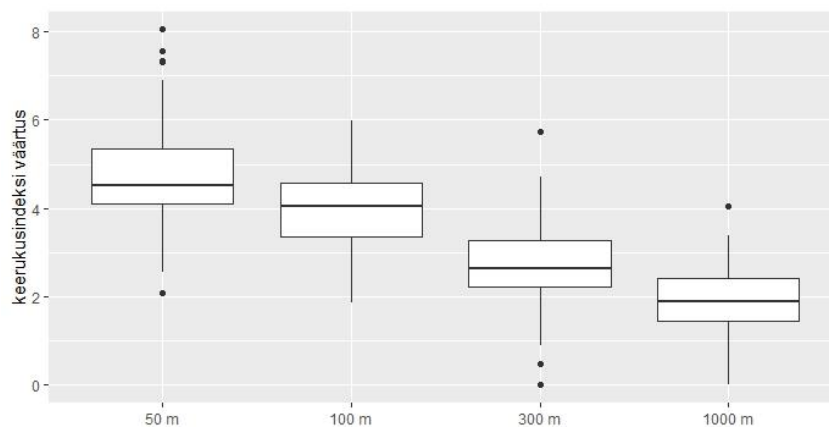
**Joonis 22.** Taimkatte kõrguse mediaanväärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



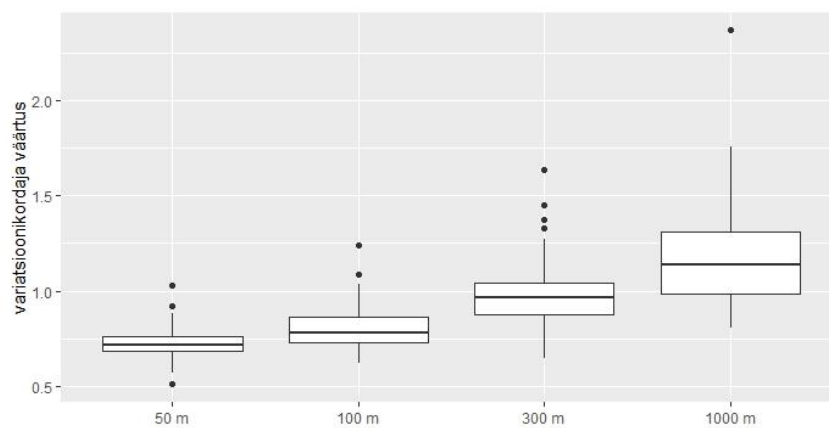
**Joonis 23.** Taimkatte kõrguse variatsioonikordaja väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



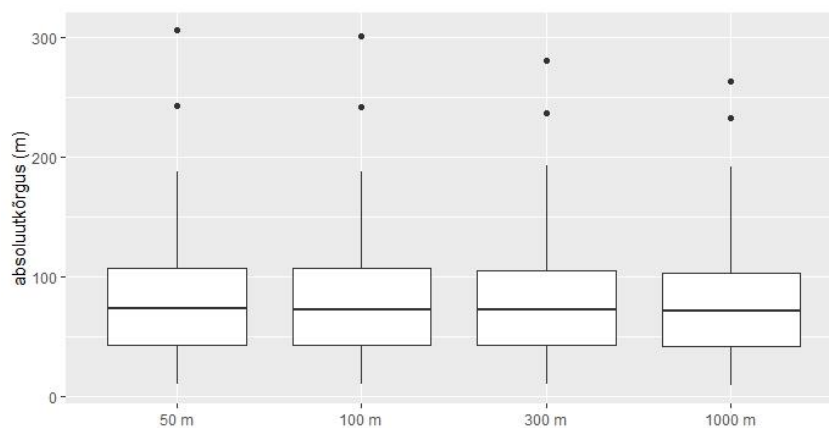
**Joonis 24.** Taimkatte maksimumkõrguse väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



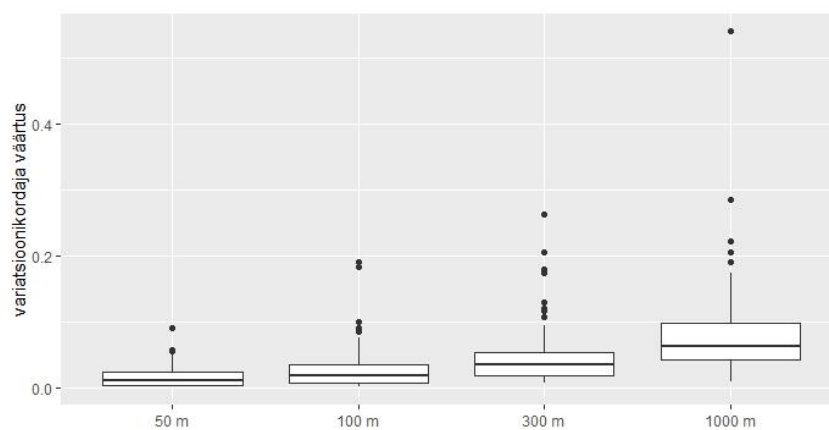
**Joonis 25.** Taimkatte keerukusindeksi mediaanväärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



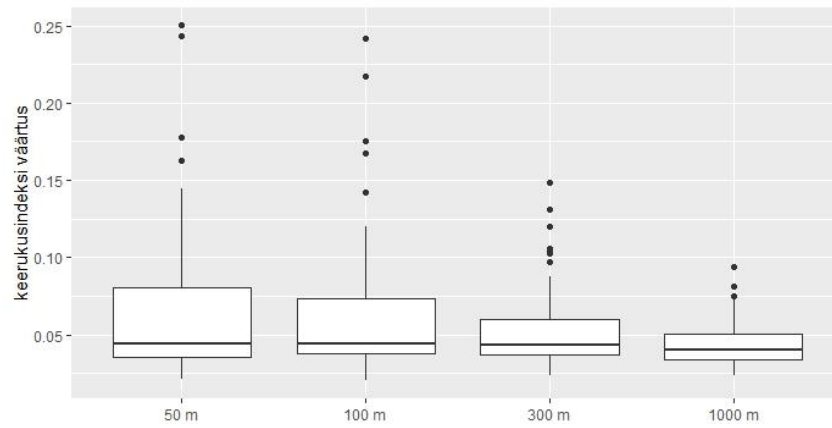
**Joonis 26.** Taimkatte keerukusindeksi variatsioonikordaja väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



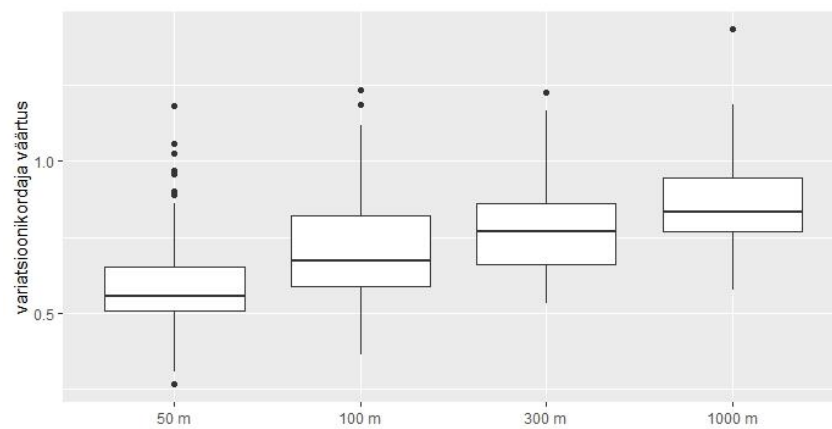
**Joonis 27.** Maapinna kõrguse mediaanväärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



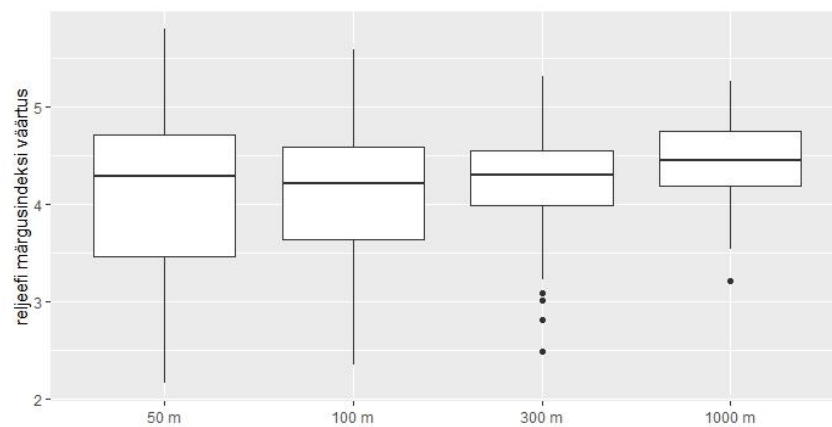
**Joonis 28.** Maapinna kõrguse variatsioonikordaja väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



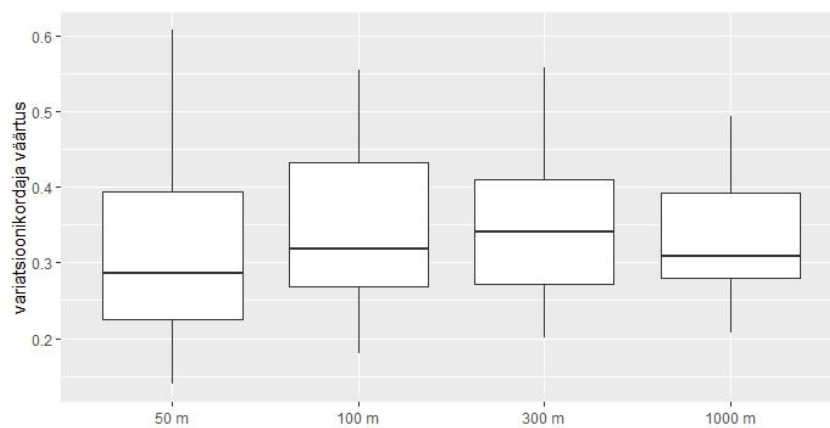
**Joonis 29.** Reljeefi keerukusindeksi mediaanväärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



**Joonis 30.** Reljeefi keerukusindeksi variatsioonikordaja väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



**Joonis 31.** Reljeefi märgusindeksi mediaanväärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites



**Joonis 32.** Reljeefi märgusindeksi variatsioonikordaja väärtuste jaotumine eri suurusega puhvrites

## Lisa 2. Elurikkuse näitajate korrelatsioonikordajate tabel

	soontaimede liigirikkus 2x2 m	soontaimede liigirikkus 10x10 m	soontaimede liigirikkus 17 m	soontaimede katvus 2x2 m	soontaimede katvus 10x10 m	sammalde liigirikkus 2x2 m	sammalde liigirikkus 10x10 m	sammalde liigirikkus 17 m	sammalde katvus 2x2 m	sammalde katvus 10x10 m	seente liigirikkus	seente Simpsoni pöördindeks	jooksikute liigirikkus	jooksikute summaarne arvukus	nulla pH
soontaimede liigirikkus 2x2 m	1,000	<b>0,893</b>	<b>0,757</b>	0,161	<b>0,859</b>	0,136	<b>0,356</b>	<b>0,300</b>	<b>-0,410</b>	0,091	<b>0,518</b>	<b>0,516</b>	<b>0,479</b>	<b>0,441</b>	<b>0,607</b>
soontaimede liigirikkus 10x10 m	<b>0,893</b>	1,000	<b>0,856</b>	<b>0,202</b>	<b>0,942</b>	0,076	<b>0,298</b>	<b>0,302</b>	<b>-0,479</b>	0,022	<b>0,544</b>	<b>0,540</b>	<b>0,519</b>	<b>0,509</b>	<b>0,730</b>
soontaimede liigirikkus 17 m	<b>0,757</b>	<b>0,856</b>	1,000	<b>0,249</b>	<b>0,809</b>	-0,012	<b>0,280</b>	<b>0,328</b>	<b>-0,416</b>	0,028	<b>0,553</b>	<b>0,543</b>	<b>0,446</b>	<b>0,440</b>	<b>0,655</b>
soontaimede katvus 2x2 m	0,161	<b>0,202</b>	<b>0,249</b>	1,000	<b>0,354</b>	0,085	<b>0,248</b>	<b>0,240</b>	-0,127	0,151	<b>0,266</b>	<b>0,275</b>	0,182	0,095	<b>0,212</b>
soontaimede katvus 10x10 m	<b>0,859</b>	<b>0,942</b>	<b>0,809</b>	<b>0,354</b>	1,000	0,109	<b>0,329</b>	<b>0,325</b>	<b>-0,428</b>	0,062	<b>0,541</b>	<b>0,545</b>	<b>0,498</b>	<b>0,473</b>	<b>0,698</b>
sammalde liigirikkus 2x2 m	0,136	0,076	-0,012	0,085	0,109	1,000	<b>0,519</b>	<b>0,352</b>	0,172	<b>0,748</b>	-0,152	-0,137	-0,080	-0,116	0,009
sammalde liigirikkus 10x10 m	<b>0,356</b>	<b>0,298</b>	<b>0,280</b>	<b>0,248</b>	<b>0,329</b>	<b>0,519</b>	1,000	<b>0,767</b>	<b>-0,326</b>	<b>0,655</b>	0,177	0,175	<b>0,253</b>	0,166	<b>0,204</b>
sammalde liigirikkus 17 m	<b>0,300</b>	<b>0,302</b>	<b>0,328</b>	<b>0,240</b>	<b>0,325</b>	<b>0,352</b>	<b>0,767</b>	1,000	<b>-0,332</b>	<b>0,453</b>	0,184	0,189	<b>0,224</b>	0,190	0,187
sammalde katvus 2x2 m	<b>-0,410</b>	<b>-0,479</b>	<b>-0,416</b>	-0,127	<b>-0,428</b>	0,172	<b>-0,326</b>	<b>-0,332</b>	1,000	<b>0,278</b>	<b>-0,509</b>	<b>-0,504</b>	<b>-0,517</b>	<b>-0,550</b>	<b>-0,518</b>
sammalde katvus 10x10 m	0,091	0,022	0,028	0,151	0,062	<b>0,748</b>	<b>0,655</b>	<b>0,453</b>	<b>0,278</b>	1,000	-0,154	-0,146	-0,084	-0,188	-0,066
seente liigirikkus	<b>0,518</b>	<b>0,544</b>	<b>0,553</b>	<b>0,266</b>	<b>0,541</b>	-0,152	0,177	0,184	<b>-0,509</b>	-0,154	1,000	<b>0,990</b>	<b>0,478</b>	<b>0,484</b>	<b>0,713</b>
seente Simpsoni pöördindeks	<b>0,516</b>	<b>0,540</b>	<b>0,543</b>	<b>0,275</b>	<b>0,545</b>	-0,137	0,175	0,189	<b>-0,504</b>	-0,146	<b>0,990</b>	1,000	<b>0,485</b>	<b>0,488</b>	<b>0,713</b>
jooksikute liigirikkus	<b>0,479</b>	<b>0,519</b>	<b>0,446</b>	0,182	<b>0,498</b>	-0,080	<b>0,253</b>	<b>0,224</b>	<b>-0,517</b>	-0,084	<b>0,478</b>	<b>0,485</b>	1,000	<b>0,745</b>	<b>0,571</b>
jooksikute summaarne arvukus	<b>0,441</b>	<b>0,509</b>	<b>0,440</b>	0,095	<b>0,473</b>	-0,116	0,166	0,190	<b>-0,550</b>	-0,188	<b>0,484</b>	<b>0,488</b>	<b>0,745</b>	1,000	<b>0,497</b>
nulla pH	<b>0,607</b>	<b>0,730</b>	<b>0,655</b>	<b>0,212</b>	<b>0,698</b>	0,009	<b>0,204</b>	0,187	<b>-0,518</b>	-0,066	<b>0,713</b>	<b>0,713</b>	<b>0,571</b>	<b>0,497</b>	1,000

## Lisa 3. Korrelatsioonikordajate tabel 50 meetri raadiuses arvutatud indeksitega

Statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ) seosed on paksus kirjas.

	CHM mediaan	CHM variatsioonikordaja	CHM maksimumkõrgus	CHM keerukuse mediaan	CHM keerukuse variatsioonikordaja	DEM mediaan	DEM variatsioonikordaja	TRI mediaan	TRI variatsioonikordaja	TWI mediaan	TWI variatsioonikordaja
soontaimede liigirikkus 2x2 m	<b>-0,308</b>	<b>0,346</b>	<b>0,246</b>	0,097	0,071	0,199	-0,009	0,082	<b>0,271</b>	-0,056	0,157
soontaimede liigirikkus 10x10 m	<b>-0,358</b>	<b>0,419</b>	<b>0,228</b>	0,055	0,118	<b>0,244</b>	0,023	0,134	<b>0,274</b>	-0,094	0,188
soontaimede liigirikkus 17 m	<b>-0,408</b>	<b>0,458</b>	0,186	0,056	0,082	0,126	0,061	0,139	<b>0,312</b>	-0,102	0,165
soontaimede katvus 2x2 m	-0,034	0,150	0,124	0,025	0,161	-0,059	-0,136	-0,022	0,000	0,036	-0,142
soontaimede katvus 10x10 m	<b>-0,283</b>	<b>0,374</b>	<b>0,227</b>	0,060	0,122	<b>0,231</b>	0,004	0,109	<b>0,267</b>	-0,061	0,146
sammalde liigirikkus 2x2 m	0,062	-0,103	-0,137	0,050	-0,005	-0,090	-0,121	-0,116	-0,095	0,056	-0,135
sammalde liigirikkus 10x10 m	-0,133	0,073	0,066	<b>0,240</b>	-0,177	-0,090	-0,147	-0,115	0,085	0,121	<b>-0,233</b>
sammalde liigirikkus 17 m	-0,130	0,118	0,140	<b>0,217</b>	-0,191	0,025	-0,180	-0,040	0,110	0,053	-0,149
sammalde katvus 2x2 m	<b>0,277</b>	<b>-0,269</b>	<b>-0,225</b>	<b>-0,339</b>	0,168	0,009	0,089	-0,027	0,036	-0,015	0,125
sammalde katvus 10x10 m	-0,040	-0,019	-0,190	-0,023	-0,040	-0,112	-0,087	-0,115	0,055	0,052	-0,122
seente liigirikkus	<b>-0,487</b>	<b>0,510</b>	<b>0,245</b>	0,089	-0,048	<b>0,313</b>	0,149	<b>0,261</b>	0,166	<b>-0,223</b>	0,181
seente Simpsoni pöördindeks	<b>-0,473</b>	<b>0,498</b>	<b>0,241</b>	0,080	-0,015	<b>0,334</b>	0,122	<b>0,244</b>	0,147	<b>-0,203</b>	0,166
jooksikute liigirikkus	<b>-0,342</b>	<b>0,322</b>	<b>0,215</b>	0,170	0,031	<b>0,204</b>	0,131	0,136	0,070	-0,027	0,088
jooksikute summaarne arvukus	<b>-0,203</b>	0,180	<b>0,297</b>	<b>0,244</b>	-0,036	<b>0,209</b>	0,012	0,048	0,098	-0,007	0,035
mulla pH	<b>-0,476</b>	<b>0,486</b>	0,177	0,072	0,025	<b>0,298</b>	0,181	<b>0,278</b>	0,071	-0,160	0,191



## Lisa 4. Korrelatsioonikordajate tabel 100 meetri raadiuses arvutatud indeksitega

Statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ) seosed on paksus kirjas.

	CHM mediaan	CHM variatsioonikordaja	CHM maksimumkõrgus	CHM keerukuse mediaan	CHM keerukuse variatsioonikordaja	DEM mediaan	DEM variatsioonikordaja	TRI mediaan	TRI variatsioonikordaja	TWI mediaan	TWI variatsioonikordaja
soontaimede liigirikkus 2x2 m	<b>-0,319</b>	<b>0,357</b>	<b>0,239</b>	-0,102	<b>0,248</b>	0,197	0,018	0,093	0,176	-0,078	0,186
soontaimede liigirikkus 10x10 m	<b>-0,371</b>	<b>0,407</b>	<b>0,225</b>	-0,089	<b>0,247</b>	<b>0,243</b>	0,067	0,145	0,130	-0,109	<b>0,207</b>
soontaimede liigirikkus 17 m	<b>-0,351</b>	<b>0,369</b>	0,176	-0,063	<b>0,203</b>	0,126	0,083	0,139	<b>0,220</b>	-0,109	0,170
soontaimede katvus 2x2 m	-0,116	<b>0,225</b>	0,038	-0,097	0,133	-0,054	-0,103	-0,036	0,011	0,043	-0,178
soontaimede katvus 10x10 m	<b>-0,337</b>	<b>0,411</b>	<b>0,214</b>	-0,108	<b>0,257</b>	<b>0,232</b>	0,054	0,121	0,082	-0,074	0,169
sammalde liigirikkus 2x2 m	0,091	-0,122	-0,129	0,050	-0,010	-0,086	-0,085	-0,106	-0,008	0,076	-0,122
sammalde liigirikkus 10x10 m	-0,055	0,094	0,068	0,198	-0,014	-0,084	-0,149	-0,108	0,193	0,110	-0,151
sammalde liigirikkus 17 m	-0,014	0,053	0,127	<b>0,223</b>	-0,102	0,032	-0,185	-0,022	0,095	0,025	-0,056
sammalde katvus 2x2 m	<b>0,339</b>	<b>-0,377</b>	-0,200	-0,088	-0,129	0,009	0,067	-0,013	-0,117	-0,017	0,002
sammalde katvus 10x10 m	0,073	-0,108	-0,181	0,072	-0,089	-0,108	-0,124	-0,111	0,114	0,056	-0,142
seente liigirikkus	<b>-0,515</b>	<b>0,507</b>	<b>0,208</b>	-0,113	<b>0,211</b>	<b>0,312</b>	0,139	<b>0,242</b>	<b>0,215</b>	<b>-0,244</b>	<b>0,295</b>
seente Simpsoni pöördindeks	<b>-0,512</b>	<b>0,503</b>	0,197	-0,128	<b>0,225</b>	<b>0,334</b>	0,109	<b>0,228</b>	<b>0,203</b>	<b>-0,228</b>	<b>0,284</b>
jooksikute liigirikkus	<b>-0,308</b>	<b>0,297</b>	<b>0,259</b>	0,064	0,078	<b>0,203</b>	0,129	0,113	-0,050	-0,029	0,114
jooksikute summaarne arvukus	-0,188	0,199	<b>0,348</b>	0,128	0,067	<b>0,207</b>	0,023	0,033	-0,024	-0,014	0,099
mulla pH	<b>-0,454</b>	<b>0,477</b>	0,168	-0,032	0,172	<b>0,294</b>	<b>0,247</b>	<b>0,307</b>	0,047	-0,199	<b>0,306</b>

## Lisa 5. Korrelatsioonikordajate tabel 300 meetri raadiuses arvutatud indeksitega

Statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ) seosed on paksus kirjas.

	CHM mediaan	CHM variatsioonikordaja	CHM maksimumkõrgus	CHM keerukuse mediaan	CHM keerukuse variatsioonikordaja	DEM mediaan	DEM variatsioonikordaja	TRI mediaan	TRI variatsioonikordaja	TWI mediaan	TWI variatsioonikordaja
soontaimede liigirikkus 2x2 m	<b>-0,269</b>	<b>0,226</b>	0,068	-0,130	0,173	0,196	-0,039	0,056	0,096	-0,058	0,199
soontaimede liigirikkus 10x10 m	<b>-0,268</b>	<b>0,248</b>	0,062	-0,064	0,155	<b>0,237</b>	0,003	0,086	0,079	-0,049	0,190
soontaimede liigirikkus 17 m	-0,195	0,195	-0,008	0,014	0,084	0,120	-0,021	0,061	0,122	-0,058	0,115
soontaimede katvus 2x2 m	-0,065	0,085	-0,020	0,038	-0,020	-0,054	-0,131	-0,029	-0,133	0,022	-0,156
soontaimede katvus 10x10 m	<b>-0,241</b>	<b>0,223</b>	0,061	-0,041	0,126	<b>0,228</b>	-0,011	0,070	0,031	-0,032	0,162
sammalde liigirikkus 2x2 m	<b>0,211</b>	-0,193	0,005	0,123	-0,188	-0,081	0,044	-0,076	-0,047	0,091	-0,101
sammalde liigirikkus 10x10 m	-0,075	0,054	0,121	0,107	-0,077	-0,074	-0,117	-0,105	0,151	0,086	-0,142
sammalde liigirikkus 17 m	-0,035	0,015	0,149	0,157	-0,117	0,042	-0,172	-0,022	0,025	0,009	-0,094
sammalde katvus 2x2 m	<b>0,425</b>	<b>-0,407</b>	-0,098	0,101	<b>-0,247</b>	0,013	0,050	0,010	-0,163	-0,004	-0,004
sammalde katvus 10x10 m	0,195	<b>-0,219</b>	-0,057	0,168	<b>-0,259</b>	-0,097	-0,107	-0,105	0,040	0,076	-0,147
seente liigirikkus	<b>-0,424</b>	<b>0,424</b>	0,061	-0,171	<b>0,303</b>	<b>0,313</b>	0,058	0,183	<b>0,261</b>	<b>-0,228</b>	<b>0,321</b>
seente Simpsoni pöördindeks	<b>-0,414</b>	<b>0,416</b>	0,037	-0,175	<b>0,308</b>	<b>0,335</b>	0,027	0,161	<b>0,244</b>	<b>-0,207</b>	<b>0,305</b>
jooksikute liigirikkus	<b>-0,255</b>	<b>0,285</b>	0,166	-0,073	<b>0,227</b>	<b>0,200</b>	0,126	0,097	-0,054	-0,038	0,083
jooksikute summaarne arvukus	-0,198	<b>0,229</b>	<b>0,266</b>	0,000	0,162	<b>0,204</b>	0,041	0,009	0,003	-0,012	0,072
mulla pH	<b>-0,348</b>	<b>0,389</b>	0,032	-0,111	<b>0,280</b>	<b>0,285</b>	<b>0,218</b>	<b>0,234</b>	0,197	-0,101	<b>0,332</b>

## Lisa 6. Korrelatsioonikordajate tabel 1000 meetri raadiuses arvutatud indeksitega

Statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ) seosed on paksus kirjas.

	CHM mediaan	CHM variatsioonikordaja	CHM maksimumkõrgus	CHM keerukuse mediaan	CHM keerukuse variatsioonikordaja	DEM mediaan	DEM variatsioonikordaja	TRI mediaan	TRI variatsioonikordaja	TWI mediaan	TWI variatsioonikordaja
soontaimede liigirikkus 2x2 m	-0,168	0,176	0,036	-0,135	0,152	<b>0,201</b>	0,028	0,116	0,111	-0,064	<b>0,230</b>
soontaimede liigirikkus 10x10 m	<b>-0,200</b>	<b>0,207</b>	0,009	-0,127	0,153	<b>0,241</b>	0,073	0,135	0,116	-0,017	<b>0,204</b>
soontaimede liigirikkus 17 m	-0,151	0,150	0,015	-0,013	0,057	0,119	0,047	0,168	0,087	-0,113	0,140
soontaimede katvus 2x2 m	-0,100	0,123	-0,096	-0,025	0,049	-0,064	-0,128	-0,012	-0,133	0,012	-0,108
soontaimede katvus 10x10 m	<b>-0,214</b>	<b>0,222</b>	-0,018	-0,156	0,168	<b>0,231</b>	0,044	0,106	0,085	0,006	0,199
sammalde liigirikkus 2x2 m	-0,032	0,045	0,029	-0,039	0,075	-0,087	0,044	-0,051	0,042	0,058	-0,028
sammalde liigirikkus 10x10 m	<b>-0,245</b>	<b>0,259</b>	0,124	-0,152	0,185	-0,061	0,021	-0,056	<b>0,239</b>	0,043	0,000
sammalde liigirikkus 17 m	-0,105	0,092	0,120	-0,011	0,015	0,054	-0,102	0,015	0,094	-0,040	0,007
sammalde katvus 2x2 m	<b>0,294</b>	<b>-0,311</b>	-0,026	0,173	<b>-0,200</b>	0,000	-0,004	-0,034	-0,146	-0,010	0,004
sammalde katvus 10x10 m	-0,003	0,010	0,077	0,031	-0,004	-0,096	-0,016	-0,083	0,131	0,034	-0,039
seente liigirikkus	<b>-0,221</b>	<b>0,241</b>	0,006	-0,114	0,134	<b>0,320</b>	0,044	0,175	<b>0,234</b>	-0,176	<b>0,323</b>
seente Simpsoni pöördindeks	<b>-0,214</b>	<b>0,235</b>	-0,026	-0,114	0,132	<b>0,344</b>	0,008	0,150	<b>0,219</b>	-0,154	<b>0,312</b>
jooksikute liigirikkus	<b>-0,244</b>	<b>0,270</b>	0,183	<b>-0,219</b>	<b>0,252</b>	<b>0,205</b>	0,146	0,029	0,054	0,067	0,102
jooksikute summaarne arvukus	-0,178	<b>0,215</b>	<b>0,200</b>	-0,118	0,178	<b>0,201</b>	0,025	0,002	0,084	0,009	0,116
mulla pH	<b>-0,327</b>	<b>0,352</b>	0,010	<b>-0,260</b>	<b>0,297</b>	<b>0,300</b>	<b>0,225</b>	0,188	<b>0,254</b>	0,036	<b>0,316</b>

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Hanna-Ingrid Nurm,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „LiDARi-põhiste taimkatte ja maapinna kõrgusmodelitelt arvutatud parameetrite seostamine bioloogilise mitmekesisusega“, mille juhendajad on Evelyn Uemaa ja Aveliina Helm, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Hanna-Ingrid Nurm*

25.05.2020